

**Puhdas kuin lumi?**  
**Lumi mikromuovien ja muun roskan reittinä**  
**kaupunkialueelta mereen**

Kaisa Pikkarainen  
Ympäristömuutos ja -politiikka  
Pro gradu-tutkielma  
Ympäristötieteiden laitos  
Helsingin yliopisto  
Lokakuu 2017



Tiedekunta – Fakultet – Faculty <b>Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta</b>		Laitos – Institution – Department <b>Ympäristötieteiden laitos</b>	
Tekijä – Författare – Author <b>Kaisa Pikkarainen</b>			
Työn nimi – Arbetets titel – Title <b>Puhdas kuin lumi? Lumi mikromuovien ja muun roskan reittinä kaupunkialueelta mereen</b>			
Oppiaine – Läroämne – Subject <b>Ympäristömuutos ja -politiikka</b>			
Työn laji – Arbetets art – Level <b>Pro gradu -tutkielma</b>		Aika – Datum – Month and year <b>Lokakuu 2017</b>	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages <b>98 + 2 liit.</b>
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Yksi meristä löytyviin mikromuoveihin liittyvistä avoimista kysymyksistä on mikromuovien lähteet ja reitit meriin. Helsingissä noin kolmasosa kaupunkialueelta talviaikaan kerättävästä lumesta sijoitetaan suoraan Itämereen. Lumen kanssa kaupunkialueilta kerätyksi tulevat myös lumen seassa mahdollisesti olevat roskat. Kaupunkialueelta kerätyn lumen sisältämien roskien lukumäärää ja ominaisuuksia tutkittiin ensimmäisen kerran tässä tutkimuksessa.</p> <p>Lumen sisältämien roskien tutkimiseksi luminäytteitä kerättiin kolmelta erilaiselta kaupunkialueelta Helsingissä helmikuussa 2016. Lumenkeräysalueita olivat Hakaniemen tori, Kullervonkatu Käpylässä ja Sörnäisten rantatie. Luminäytteiden sisältämä kiintoaine jaoteltiin kooltaan yli 4 mm ja kooltaan 0,3–4 mm oleviin partikkeleihin. Roskapartikkelit tunnistettiin visuaalisesti käyttäen hyväksi partikkelien morfologiaa. Valittujen roskapartikkelien materiaali analysoitiin FTIR-spektrometrillä.</p> <p>Käpylästä kerätyt luminäytteet sisälsivät sekä painoltaan että lukumäärältään enemmän roskia kuin muiden alueiden luminäytteet. Syyt kaupunkialueiden välisiin eroihin roskien määrässä eivät selvinneet tässä tutkimuksessa. Yleisempiä roskia kaupunkialueelta kerättyssä lumessa olivat asfalttipäälysteistä ja tiemerkintämaaleista irronneet partikkelit sekä paperi-, muovi- ja kumiroskat. Kaikki tutkitut luminäytteet sisälsivät mikromuoveja. Kaupunkialueelta kerätty lumi sisälsi enemmän mikromuoveja kuin Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta lähtevä puhdistettu yhdyskuntajätevesi ja merivesi Suomenlahdella. Hulevedet on tunnistettu mikromuovien reitiksi kaupunkialueilta sisävesiin ja meriin, ja tämän tutkimuksen perusteella mikromuovien reittinä toimii myös kaupunkialueelta kerätyn lumen kaataminen mereen.</p> <p>Kaupunkialueelta kerättyssä lumessa yleisimpiä mikromuoveja olivat tiemerkintämaali- ja muovipartikkelit. Tiealueilta kerättyssä luminäytteissä lukumäärältään selvästi yleisimpiä mikromuoveja olivat tiemaalipartikkelit. Hakaniemen torilta kerättyssä lumessa noin puolet mikromuoveista oli muovipartikkeleita ja lähes puolet tiemaalipartikkeleita. Suurin osa lumen sisältämistä mikromuoveista oli erilaisia fragmentteja. Kuten aiemmissa mikromuovitutkimuksissa myös lumessa yleisimpiä pienten muovipartikkelien materiaaleja olivat polyeteeni ja polypropeeni. Tässä tutkimuksessa lumen sisältämien roskien lähteiksi on arvioitu asfalttipäälysteiden, tiemerkintöjen, autonrenkaiden, muovituotteiden ja mahdollisesti puu- ja metallituotteiden ja erilaisten tekstiilien kulumisen. Lisäksi lukuisat roskat olivat päätyneet kaupunkialueille roskaamisen tai riittämättömän jätehuollon myötä.</p> <p>Roskaantuminen on lumen mereenkaadon merkittävin ympäristövaikutus Helsingissä. Meristrategiadirektiivin mukaan roskaantuminen ei saa ominaisuuksiltaan eikä määrältään aiheuttaa haittaa rannikko- ja meriympäristölle. Helsingin kaupungin ohjeiden mukaan lumenvastaanottoapaikoille tuotavan lumen tulee olla puhdasta ja jätteetöntä. Kuitenkin tämän tutkimuksen perusteella lumen mereenkaadon myötä Hernesaaren rannassa mereen päätyy normaalilumisena talvena useita tuhansia kiloja roskaa ja arviolta yli viisikymmentä miljoonaa mikromuovipartikkelia. Helsinkiin tulisi luoda seurantaohjelma lumen sisältämien roskien määrän ja ominaisuuksien tarkkailemiseksi.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords <b>Lumi, roska, mikromuovi, reitti</b>			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors <b>Salla Selonen, Outi Setälä, Pekka Kauppi</b>			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited <b>Ympäristötieteiden laitos</b>			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information <b>Tiivistelmä suomeksi ja englanniksi</b>			



Tiedekunta – Fakultet – Faculty <b>Faculty of Biological and Environmental Sciences</b>		Laitos – Institution – Department <b>Department of Environmental Sciences</b>	
Tekijä – Författare – Author <b>Kaisa Pikkarainen</b>			
Työn nimi – Arbetets titel – Title <b>Pure as snow? Snow as a route for microplastics and other waste from urban areas to sea</b>			
Oppiaine – Läroämne – Subject <b>Environmental change and policy</b>			
Työn laji – Arbetets art – Level <b>Master's thesis</b>		Aika – Datum – Month and year <b>October 2017</b>	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages <b>98 + 2 app.</b>
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>One open question related to microplastics found in seas is the sources and routes of microplastics into seas. In Helsinki about one third of the snow collected from urban areas is dumped directly into the Baltic sea. When snow is collected from an urban area also the possible waste in the snow becomes collected. This is the first study that examines the numerical quantity and the characteristics of waste in urban snow.</p> <p>In order to study waste contained in snow, samples were collected from three different urban areas in Helsinki in February 2016. Snow was collected from Hakaniemen tori, Kullervonkatu in Käpylä and Sörnäisten rantatie. Solid matter in snow samples was divided into particles sized over 4 mm and 0.3–4 mm. Waste particles were visually identified utilizing the morphology of the particles. Material of selected waste particles was analysed using a FTIR spectrometer.</p> <p>Snow samples collected from Käpylä contained more waste by weight and number than samples collected from other areas. Reasons for differences between sampling areas did not become clear in this study. The most common waste in urban snow were particles disengaged from asphalt pavement and road markings, along with paper, plastic and rubber waste. All snow samples contained microplastics. Urban snow contained more microplastics than purified wastewater leaving from Viikinmäki wastewater treatment plant and seawater in the Gulf of Finland. Stormwaters have been identified as a route for microplastics from urban areas into inland waters and seas, and according to this study also dumping of urban snow into seas acts as a route for microplastics.</p> <p>In urban snow road marking and plastic particles were the most common microplastics. In snow samples collected from road areas road marking particles were clearly the most common microplastic by number. In snow collected from Hakaniemen tori about half of the microplastics were plastic particles and almost a half road marking particles. Most of the microplastics in snow were different kinds of fragments. Like in earlier microplastics studies also in urban snow the most common materials of small plastic particles were polyethylene and polypropylene. In this study sources of the waste in snow are estimated to be the abrasion of asphalt pavement, road markings, tyres, plastic products and possibly also wood and metal products and different kinds of textiles. In addition to that numerous waste items had ended up in urban areas through littering or inadequate waste disposal.</p> <p>Littering is the most significant environmental impact of dumping urban snow into the sea in Helsinki. Marine Strategy Framework Directive states that properties and quantities of marine litter are not to cause harm to the coastal and marine environment. According to the guidelines of the City of Helsinki, snow that is brought to snow collection sites needs to be clean and not to contain waste. Nevertheless, according to this study through dumping snow into the sea in Hernesaaren ranta several thousand kilograms of waste and approximately over fifty million microplastic particles end up in the Baltic Sea. A monitoring program should be established to investigate and monitor the amount and the characteristics of waste in urban snow in Helsinki.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords <b>Snow, waste, microplastic, route</b>			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors <b>Salla Selonen, Outi Setälä, Pekka Kauppi</b>			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited <b>Department of Environmental Sciences</b>			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information <b>Abstract in Finnish and in English</b>			

## Sisällysluettelo

1	Johdanto.....	1
1.1	Lumen hallinta Helsingissä.....	1
1.2	Lumen sisältämät epäpuhtaudet .....	3
1.3	Lumen sisältämä kiintoaine ja roskat .....	5
1.4	Aurauslumen sijoittamisen ympäristövaikutukset .....	8
1.5	Lumen hallinnan sääntely .....	9
1.6	Roskaantuminen kaupunkialueilla .....	11
1.7	Merien roskaantuminen .....	14
1.8	Mikromuovien määrä ympäristössä .....	18
1.9	Muoviroskiin liittyvät riskit .....	20
1.10	Mikromuovien lähteet.....	23
1.11	Tutkimuksen tavoitteet .....	26
2	Aineisto ja menetelmät .....	28
2.1	Lumen kerääminen ja sulattaminen.....	28
2.2	Sulaveden suodattaminen .....	34
2.3	Kiintoaineen esikäsittely.....	37
2.4	Lumen sisältämien roskien tunnistaminen.....	42
2.5	Materiaalianalyysi FTIR-spektrometrillä .....	44
2.6	Aineiston tilastollinen testaaminen .....	45
3	Tulokset .....	47
3.1	Lumen sisältämän kiintoaineen paino ja kokojakauma .....	47
3.2	Lumen sisältämän roskan paino ja kokojakauma.....	49
3.3	Lumen sisältämien roskien lukumäärä .....	52
3.4	Lumen sisältämien mikromuovien lukumäärä.....	59
3.5	Lumen sisältämän muoviroskan ominaisuudet .....	60
4	Tulosten tarkastelu .....	64
4.1	Kiintoainemäärä ja kokojakauma vastasivat aiempia tutkimustuloksia .....	64
4.2	Kaupunkialueiden välillä eroja roskien määrässä .....	65
4.3	Kaupunkialue vaikutti myös roskien ominaisuuksiin.....	67
4.4	Lumessa enemmän mikromuoveja kuin merivedessä .....	68
4.5	Tiementä- ja muovifragmentit yleisimpiä mikromuoveja lumessa ..	70
4.6	Lumenhallinnan aiheuttaman merien roskaantumisen vähentäminen...	73
4.7	Lumen sisältämien mikroroskien tutkiminen.....	74
4.8	Tutkimuksen virhelähteet ja tulosten luotettavuus.....	76
4.9	Ehdotukset jatkotutkimukselle .....	78
5	Yhteenveto ja johtopäätökset.....	80
6	Kiitokset .....	82
7	Lähteet .....	83

# 1 Johdanto

## 1.1 Lumen hallinta Helsingissä

Kylmän ilmaston alueilla iso osa vuosittaisesta sadannasta tulee lumena (Viklander 1996 ja 1999). Kaupunkiympäristössä lumi hankaloittaa ihmisten ja kulkuneuvojen liikkumista, ja on ainakin osittain poistettava kaupunkialueilta. Lunta voidaan poistaa auraamalla, erilaisten kemikaalien avulla tai lämmittämällä lumesta vapaana pidettäviä alueita (Viklander 1996). Kaupunkialueilta auratun lumen sulattamiseen käytetään erilaisia tapoja. Lumi voidaan kasata odottamaan luonnollista ilman lämpötilan kohoamisen myötä tapahtuvaa sulamista. Sulattamisen nopeuttamiseen voidaan käyttää luonnonvesien sisältämää lämpöenergiaa, erilaisia jätelämpöjakeita ja sulattamista varten erikseen tuotettua energiaa. Auraslumen sulamista voidaan toisaalta myös pyrkiä hidastamaan, ja hyödyntää lunta esimerkiksi kiinteistöjen jäähdyttämisessä (Skogsberg ja Nordell 2001).

Tietylle alueelle eri vuosina satavan lumen määrä voi vaihdella hyvin paljon. 2000-luvulla Helsingissä talvikausina kerätyn lumen määrä on vaihdellut 11 000 ja 306 000 kuorma-autokuorman välillä. Lumikuorman keskimääräisen koon 15 m<sup>3</sup> perusteella (WSP Finland Oy 2010 ja Lautaniemi 2017) vuosittain kerätyn lumen kokonaisuus on 2000-luvulla vaihdellut noin 165 000 ja 4 590 000 kuutiometrin välillä. Huhtisen ja Känkäsen (2015) mukaan ns. normaalilumisena talvena Helsingissä kerättävän lumen määrä on noin 50 000 kuorma-autokuormaa.

Tiiviisti rakennetuilla kaupunkialueilla ei välttämättä ole riittävästi tilaa kerätyn lumen sijoittamiseen, jolloin lumi täytyy kuljettaa kauemmas. Kaupunkialueiden tiivistyessä lumen keräämisen ja kuljettamisen tarve lisääntyy. Lumen keräämisen yhteydessä lumen kanssa kerätyksi tulevat myös lumen seassa mahdollisesti olevat roskat. Meren tai vesistön rannalla sijaitsevalle kaupungille lumen sijoittaminen veteen voi olla hyvin kiinnostava vaihtoehto lumen kuljetus- ja käsittelykustannusten pienentämiseksi. Koska kaupunkialueilta kerätyn lumen mukana veteen kuitenkin päätyy myös roskia ja muita epäpuhtauksia, ovat useat suomalaiset ja ulkomaiset kaupungit ja kunnat kieltäneet lumen sijoittamisen vesialueilleen (Liite 1).

Helsingissä kaduilta ja kiinteistöjen alueilta kerätyn lumen sijoittaminen veteen ei ole kiellettyä (Helsingin kaupunki 2009). Helsingin kahdeksasta virallisesta lumen-vastaanottopaikasta yksi sijaitsee merialueella. Hernesaaren merivastaanottopaikan lisäksi Helsingissä on viisi maa-alueilla sijaitsevaa lumenvastaanottopaikkaa, jotka sijaitsevat Herttoniemessä, Malmilla, Maununnevilla, Oulunkylässä ja Vuosaares- sa sekä lumensulatusaltaat Kyläsaarella ja Viikissä (WSP Finland Oy 2010 ja Huhtinen ja Känkänen 2015). Lumensulatusaltaissa lunta sulatetaan puhdistetun yhdys- kuntien jäteveden sisältämän lämmön avulla, ja vesi johdetaan puhdistetun jäte- veden purkuputken kautta mereen. Hernesaaren merivastaanottopaikka oli talven 2016–2017 pois käytöstä risteilijälaiturin rakennustöiden takia, mutta otetaan käyt- töön taas talvena 2017–2018 (Lautaniemi 2017). Aurauslumen vieminen muille kaupungin omistamille alueille kuin virallisille vastaanottopaikoille tai runsaslumi- sina talvina käyttöön otettaville varavastaanottopaikoille on kiellettyä (Helsingin kaupungin rakennusvirasto 2013).

Vuosina 2009–2010 ja 2013 noin 26–29 % kerätystä lumesta sijoitettiin Hernesaa- ren merivastaanottopaikalle, yhteensä noin 30–31 % Kyläsaaren ja Viikin lumensu- latusaltaisiin ja loput noin 40–44 % maa-alueilla sijaitseville lumenvastaanottopai- koille (WSP Finland Oy 2010 ja Huhtinen ja Känkänen 2015). Hernesaaren meri- vastaanottopaikalle viedyn lumen kokonaismäärä kyseisinä runsaslumisina vuosina oli noin 50 000 – 60 000 kuorma-autokuormaa eli noin 750 000 – 900 000 m<sup>3</sup>. Hernesaaren lisäksi Vuosaaren satamassa sataman alueelta kerättyä lunta kaadetaan mereen (WSP Finland Oy 2010). Runsaaslumisena talvena 2009–2010 Vuosaaren satamassa mereen kaadettiin noin 30 000 lumikuormaa.

Lumenvastaanottopaikkojen määrä on vähentynyt Helsingissä viime vuosikymme- ninä. Kaupunkirakenteen tiivistymisen jatkuminen saattaa estää nykyisten lumen- vastaanottopaikkojen käytön tulevaisuudessa (WSP Finland Oy 2010). Vuonna 1972 Helsingissä oli käytössä 27 lumenvastaanottopaikkaa (Fraktman 2001). 1990- luvulla ja 2000-luvun alussa maalla sijaitseville lumenvastaanottopaikoille vietiin vain neljäsosa Helsingin kaupungin alueelta kerättävästä lumesta (Fraktman 2001 ja WSP Finland Oy 2010). Mereen sijoitettiin puolet kaupungin alueelta kerätystä lumesta ja lumen sulatusaltaisiin neljäsosa. Helsingissä onkin aikaisemmin ollut

käytössä useita eri merivastanoittopaikkoja. Lunta on Hernesaaren ja Vuosaaren sataman lisäksi sijoitettu mereen ainakin Hakaniemessä Siltavuorenrannassa, Jätkäsaarella, Laajasalon öljysatamassa, Lauttasaarella Lahnalahdentiellä, Munkkiniemenrannassa, Rajasaarella, Salmisaarella ja Sompasaarella (Fraktman 2001, WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012).

Helsingissä kadut on jaoteltu kunnossapitoa varten kolmeen luokkaan katuluokituksen ja liikenteen vilkkauuden mukaan (Helsingin kaupunki 2014). Talvikunnossapito ja lumien aurausjärjestys määräytyy tämän luokituksen mukaan. Helsingissä aurattavaa katualuetta on yhteensä 15 100 000 m<sup>2</sup> (Keskinen 2012). Eniten lumikuormia kerätään kantakaupungin alueelta. Noin puolet kantakaupungissa kerättävästä lumesta viedään Hernesaaren lumenvastanoittopaikalle (Huhtinen ja Känkänen 2015). Kantakaupungin lisäksi Hernesaaren tuodaan lunta Munkkiniemen ja Lauttasaaren alueilta (WSP Finland Oy 2010). Helsingin kaupungin rakennusviraston (WSP Finland Oy 2010) mukaan lumen kaataminen mereen on erittäin tärkeä keino Helsingin keskustan toimivuuden ylläpitämiseksi. Helsingin kaupungin rakennusviraston (2013) ohjeiden mukaan Helsingin lumenvastanoittopaikoille tuotavan lumen on oltava puhdasta ja jätteetöntä, mutta mereen kaadettava lumi voi ohjeista huolimatta sisältää erilaisia epäpuhtauksia ja roskia.

## **1.2 Lumen sisältämät epäpuhtaudet**

Kaupunkialueille satavaan lumeen ja veteen päätyy erilaisia epäpuhtauksia useista eri lähteistä. Satamisen aikana sekä lumihuutaleisiin että vesipisaroihin kerääntyy ilman sisältämiä kaasumaisia ja kiinteitä epäpuhtauksia (Colbeck 1981, Engelhard ym. 2007 ja Paramonov ym. 2011). Epäpuhtauksien kertyminen on tehokkaampaa lumihuutaleisiin kuin pisaroihin johtuen lumihuutaleiden suuremmasta ominaispinta-alasta ja niiden sisältämistä aukoista ja onkaloista (Paramonov ym. 2011). Epäpuhtauksien kertyminen lumeen jatkuu lumen kaupunkialueelle satamisen jälkeen, ja sitä aiheuttavat erityisesti liikenteen ja energiantuotannon päästöt sekä liukkauden torjuntaan käytetyt sepeli ja kemikaalit (Oberts ym. 2000 ja Engelhard ym. 2007). Lumeen voi päätyä epäpuhtauksia myös tuulen irrottamana ja kuljettamana pitkien matkojen päästä (Oberts ym. 2000). Teiden pintojen kulumisen ja roskat on

mainittu lumeen kertyvien epäpuhtauksien ”merkitykseltään toissijaisina” lähteinä (Oberts ym. 2000). Pintojen kulumisen ja roskien merkityksen arviointiin ei ole saatavilla juurikaan tutkimustuloksia.

Kaupunkialueilta kerätty lumi voi sisältää hyvin monenlaisia epäpuhtauksia. Yleisimpiä lumen sisältämiä epäpuhtauksia ovat ravinteet, raskasmetallit, hapenkulusta aiheuttavat aineet, bakteerit, kiintoaine, suolat, öljy ja orgaaniset yhdisteet, kuten polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet) ja haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC-yhdisteet) (Viklander 1996 ja 1998). Nämä epäpuhtaudet ovat tyypillisiä myös kaupunkialueiden hulevesissä (Viklander 1996 ja 1998). Epäpuhtauksien määrään kaupunkialueelta kerätyssä lumessa vaikuttavat muun muassa liikenteen määrä, autokannan ikärakenne ja raskaan liikenteen osuus, käytetyt lumenkäsittelymenetelmät ja aika, jonka lumi on maassa ennen keräystä, käytetyt liukkauden torjuntamenetelmät, kaupunkialueen tyyppi, teollisuuden päästöt, vuoden aika ja sääolosuhteet (Lisper 1974, Malmqvist 1983, Lygren ym. 1984, Viklander 1998, Viklander 1999 ja Reinosdotter ja Viklander 2005).

Mitä kylmempi ilmasto on, sitä enemmän kaupunkialueilla satavaan lumeen kertyy epäpuhtauksia johtuen rakennusten suuremman lämmitystarpeen ja autojen epätehokkaamman toiminnan aiheuttamista ilmapäästöistä sekä voimakkaammasta teiden kulumisesta ja metallisten rakennusten, rakenteiden ja autojen osien korroosiosta (Malmqvist 1983, Viklander 1998 ja Engelhard ym. 2007). Teiden kulumista talvella voimistavat liukkauden torjunta suolaamalla ja hiekoittamalla, nastarenkaiden käyttö, teiden auraus ja jäätymisen ja sulamisen vaihtelut (Malmqvist 1983, Lygren ym. 1984 ja Oberts ym. 2000).

Lumen sisältämien metallien määrää ja liikenteen vaikutusta metallipitoisuuksiin on tutkittu melko runsaasti, mutta esimerkiksi orgaanisten haitta-aineiden määrää on tutkittu vähemmän (esimerkiksi Viklander 1999, Reinosdotter ja Viklander 2006, Engelhard ym. 2007, Reinosdotter 2007, Björklund ym. 2011 ja Kuoppamäki ym. 2014). Tutkimuksissa liikenteen määrän on todettu vaikuttavan ainakin lumen raskasmetalli-, kiintoaine-, suola-, fosfori- ja PAH-yhdistepitoisuuksiin. Myös etäisyys kaupungin keskustasta vaikuttaa haitta-ainepitoisuuksiin (Zinger ja Delisle



1988, Viklander 1999, Reinosdotter ja Viklander 2006 ja Reinosdotter 2007). Autojen pakokaasut, renkaiden kuluminen ja teiden pinnoitteet ovat suurimpia ihmisperäisiä PAH-yhdisteiden lähteitä (Reinosdotter 2007 ja Björklund ym. 2011). Kaupunkialueelta kerätyn lumen sisältämiä roskia on tutkittu vielä muita epäpuhtauksia vähemmän.

### 1.3 Lumen sisältämä kiintoaine ja roskat

Jätelaissa (646/2011) jätteellä tarkoitetaan ”ainetta tai esinettä, jonka sen haltija on poistanut tai aikoo poistaa käytöstä tai on velvollinen poistamaan käytöstä” (5.1 §). Kaupunkialueelta kerättyä lunta ei Suomessa luokitella jätteeksi. Roska-sanaa käytetään toisinaan jätteen synonyyminä ja toisinaan kuvaamaan yhtä jätetyyppiä. Tässä pro gradu -tutkielmassa käytetään näistä jälkimmäistä määrittelytapaa. Helsingissä lumenvastaanottoaikoilta kerätään talven aikana ja lumien sulamisen jälkeen hiekotussepeliä ja roskia, mutta näiden kokonaismääriä ei tiedetä (Salla ym. 2012). Helsingin kaupungin rakennusviraston (Salla ym. 2012) arvion mukaan lumi sisältää 1–2 tilavuus-% kiintoainetta, josta 70 % on hiekotussepeliä ja loput roskaa. Turussa lumenvastaanottoaikoilla tehdyssä tutkimuksessa (Jokinen ym. 1985) alueelle tuotu lumi sisälsi keskimäärin noin 16,6 kg karkeaa kiintoainetta / m<sup>3</sup> lunta ja noin 41 g roskaa / m<sup>3</sup> lunta. Karkea kiintoaine oli lähinnä hiekkaa. Roskan määrittelyä ei tutkimuksessa avattu, todettiin vain, että roskat olivat sellaisia, jotka pystyttiin aluetta siivotessa keräämään pois.

Helsingin lumenkaatopaikoilta kerättävä hiekotussepeli joko käytetään uudelleen, kierrätetään tai viedään kaatopaikalle (Fraktman 2001). Hiekotussepin mukana kulkeutuvat sen mahdollisesti sisältämät haitalliset aineet ja roskat. Uudelleen käytettävä tai kierrätettävä hiekotussepeli kuitenkin yleensä puhdistetaan ja seulotaan ennen käyttöä (WSP Finland Oy 2010), jolloin ainakin osa haitallisista aineista ja roskista poistuu sepeleistä. Helsingin lumenvastaanottoaikoilta pois kirjatut jättemäärät eivät sisällä kaikkea lumen mukana tullutta kiintoainetta (esimerkiksi uudelleen käytetty hiekotussepeli) (Salla ym. 2012). Lumenvastaanottoaikoilta kevät-siivouksen yhteydessä kerättyjen jättemäärien perusteella Maununnevan ja Hertto-

niemen lumenvastaanottopaikoilta talvena 2010–2011 viedyt lumikuormat sisälsivät noin 110–180 g kiintoainetta / lumikuorma (Salla ym. 2012) eli noin 7–12 g kiintoainetta / m<sup>3</sup> lunta. Tästä arviosta kuitenkin puuttuvat talven aikana alueilta kerätyt jätemäärät, ja toisaalta arvio sisältää lumenvastaanottopaikoille mahdollisesti tuodut luvattomat jätteet ja roskat. Helsingissä tehdyssä lumensulatuslaitteekielussa (Känkänen ym. 2015) sulatuslaite erotteli lumesta noin 3,6 litraa kiintoainetta / m<sup>3</sup> lunta (kiintoaineen raekoko ja kuiva-ainepitoisuus ei tiedossa).

Lumen sisältämiä haitta-aineita tutkittaessa on määritetty hyvin usein lumen sisältämän kiintoaineen määrä, mutta määrittäminen on useimmiten perustunut suspendoituneen kiintoaineen määritykseen. Kiintoaineen kokonaismäärä on määritetty huomattavasti harvemmin. Lumen sisältämän kiintoaineen arviointi suspendoituneen kiintoaineen määrityksen perusteella johtaa kiintoaineen kokonaismäärän aliarviointiin (Westerlund 2007, Westerlund ym. 2011 ja Nordqvist ym. 2014). Kiintoaineen kokonaismäärä lumessa on erilaisilla kaupunkialueilla tehtyjen tutkimusten perusteella moninkertainen suspendoituneen kiintoaineen määrään verrattuna (Taulukko 1).

Taulukko 1. Erilaisilta kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden kiintoainepitoisuudet (g/l sulavettä) jaoteltuna karkeaan sedimentoituvaan kiintoaineeseen ja sulaveteen suspendoituneeseen kiintoaineeseen.

Kaupunki	Sedimentoituva kiintoaine, g/l	Suspendoitunut kiintoaine, g/l	Lähde
Edmonton, Kanada	77	1,8	Tatarniuk ym. 2009
Montreal, Kanada	0,5–32,5 (ka 5,9)	0,09–8,5 (ka 1,2)	Zinger ja Delisle 1988
Oslo, Norja	Yhteensä 5–74		Bækken 1994
Turku	4,4–221,9 (ka 31,2)	1,7	Jokinen ym. 1985

Turussa, Montrealissa (Kanada) ja Osllossa (Norja) tehdyissä tutkimuksissa (Jokinen ym. 1985, Zinger ja Delisle 1988 ja Bækken 1994) luminäytteiden kiintoainepitoisuus vaihteli paljon riippuen keräämisajankohdasta ja -paikasta. Osllossa autoiteiden varsilta kerättyjen luminäytteiden kiintoaineesta 1,9–11,3 % oli orgaanista

ja koostui Bækkenin (1994) arvion mukaan pääosin teiden asfalttipäällysteiden sisältämästä bitumista, mutta mahdollisesti myös autonrenkaiden kumista.

Liikenne, teollisuus, teiden kuluminen ja talvikunnossapito ovat lumen sisältämän kiintoaineen pääasiallisia lähteitä (Reinosdotter 2007). Kiintoaineen määrään erilaisilla tiealueilla vaikuttaa liikenteen kokonaismäärä ja raskaan liikenteen määrä, liikennevalojen, risteyksien ja muiden pysähdyksien määrä ja liukkauden torjuntateitä hiekoittamalla (Reinosdotter 2007). Teiden kulumiseen vaikuttavat liikenteen määrä, autojen ja autonrenkaiden tyypit, teiden pinnoitemateriaalit ja kunto ja hiekoitussepin ja suolan käyttö (Reinosdotter 2007). Lämpötila, sadanta ja lumenhallinta vaikuttavat kiintoaineen määrän ajalliseen vaihteluun (Reinosdotter 2007).

Lumen sisältämän roskan määrään vaikuttaa se, kuinka kauan lumi on maassa ennen aurausta (Salla ym. 2012). Salla ym. (2012) mukaan runsaslumisina talvina lumi todennäköisesti viedään lumisateen jälkeen nopeammin lumenvastaanottopaikoille, jolloin lumeen ehtii kertyä vähemmän erilaisia epäpuhtauksia. Rakennusviraston (WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012 [Rakennusvirasto 2000]) mukaan kerätty lumi on roskaisinta alueilla, joilla on paljon talonrakennustoimintaa. Lumen mukana lumenvastaanottopaikoille tulevan jätteen ja roskien lisäksi vastaanottoalueille saatetaan sijoittaa jätteitä luvattomasti (Fraktman 2001).

Hernesaaren merivastaanottopaikalla roskia siivotaan keväällä jäiden lähdettyä rannoilta ja 2–3 vuoden välein ruoppaamalla meren pohjasta (WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012). Salla ym. (2012) arvion mukaan suuri osa lumen mukana Hernesaaren tulevasta kelluvasta jätteestä jää siivoamatta. Hernesaarella roskaantuminen on koettu Helsingin muita lumenvastaanottopaikkoja pienemmäksi ongelmaksi, johtuen todennäköisesti vähäisemmästä rakennusjätteiden määrästä alueelle tuotavassa lumessa ja voimakkaiden virtausten aiheuttamasta roskien leviämisestä laajemmalle alueelle (WSP Finland Oy 2010). Taloudellisten seikkojen lisäksi lumen mereen kaatoa onkin toisinaan perusteltu esteettisillä seikoilla (Zinger ja Delisle 1988). Roskaantumisen hallinta lumen mereenkaadossa on Rakennusviraston (WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012 [Rakennusvirasto 2000]) mukaan hankalaa ilman, että vaikutettaisiin merkittävästi lumen sulatuksen tehokkuuteen.

## 1.4 Aurauslumen sijoittamisen ympäristövaikutukset

Kaupunkialueilta kerätyn lumen sijoittamisen ympäristövaikutukset eroavat riippuen siitä sijoitetaanko lumi maa-alueelle, vesistöön vai mereen. Sijoituspaikasta riippumatta lumen keskitetty sijoittaminen muuttaa sijoitusalueen luonnontilaista tilaa, aiheuttaa roskaantumista ja voi aiheuttaa maaperän, pinta- ja pohjaveden tai pohja-sedimenttien saastumista (Jokinen ym. 1985, Fraktman 2001 ja WSP Finland Oy 2010). Maa-alueilla lumen keskitetty sijoittaminen lisäksi kuluttaa ja kastelee maaperää ja kasvillisuutta sekä aiheuttaa suolaantumista, pölyämistä ja hajuhaittoja (Fraktman 2001 ja WSP Finland Oy 2010). Maa-alueilla haittoja aiheuttavat erityisesti lumen sisältämät roskat ja haitalliset aineet ja vesialueilla ravinteet, haitalliset aineet, öljy ja kiintoaine (Jokinen ym. 1985). Merialueilla esimerkiksi suuresta lumimäärästä johtuva pitkä sulamisaika ei aiheuta niin merkittävää haittaa kuin maa-alueilla ja lumen sisältämät suolat ja typpi eivät aiheuta niin merkittävää haittaa kuin maa-alueilla ja sisävesissä (WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012). Reinodotterin (2007) mukaan lumen sijoittaminen maa-alueille helpottaa lumen kaadon ympäristövaikutusten hallintaa. Fraktmanin (2001) mukaan 2000-luvun alussa ei ollut juurikaan tutkimustietoa lumenkaadon pitkäaikaisvaikutuksista lumenvastaanottoalueille.

Helsingissä on tutkittu maa-alueilla tapahtuvan lumen läjityksen ympäristövaikutuksia maaperän, pintavesien ja roskaantumisen osalta (Salla ym. 2012). Roskaantumista arvioitiin silmämääräisesti Helsingin neljällä virallisella lumenvastaanotto-paikalla ja muutamilla varavastaanottopaikoilla. Lumen läjittäminen lisäsi paikoin lumenvastaanottopaikkojen maaperän sekä purkuojien sedimentin ja veden öljypitoisuutta ja veden kloridi- ja typpipitoisuutta ja vastaanottopaikkojen ja niiden lähi-ympäristön roskaantumista. Sovellettaessa tuloksia lumen mereen kaadon ympäristövaikutusten arviointiin todettiin, että mereen kaato nostaa haitta-aineiden pitoisuuksia merivedessä ainoastaan öljyn osalta, ja senkin osalta todennäköisesti vain ”pienialaisesti ja lyhytaikaisesti”. Tutkimuksen mukaan roskaantuminen on lumen mereenkaadon merkittävin ympäristövaikutus (Salla ym. 2012).

Lumen mukana tulevien haitta-aineiden mahdollisesti aiheuttamaa saastumista vastaanottoalueen maaperässä voidaan arvioida vertaamalla haitta-aineiden pitoisuuksia valtioneuvoston PIMA-asetuksessa 214/2007 annettuihin maaperän pilaantuneisuudelle ja puhdistustarpeelle asetettuihin kynnys- ja ohjearvoihin (WSP Finland Oy 2010). Helsingin maalla sijaitsevilla lumenvastaanottopaikoille tehtyjen tutkimusten (Fraktman 2001, WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012) mukaan maaperän puhdistamiseen alueilla ei ole tarvetta. Haitta-aineiden pitoisuudet maaperässä lumenkaatopaikoilla olivat samalla tasolla kuin Helsingin alueella yleensä.

Lumelle tai sen sulamisvesille ei ole annettu raja-arvoja, jotka kuvaavat lumen haitallisuutta ympäristölle tai ihmisten terveydelle. Suomessa lumen ja sen sulamisveden vaikutuksien arviointiin käytetään usein talousvesiasetuksessa (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 1352/2015) esitettyjä hyvän talousveden laatuvaatimuksia, valtioneuvoston vesienhoitoasetuksessa (341/2009) pohjavedelle asetettuja ympäristölaatunormeja sekä valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallista aineista (1308/2015) esitettyjä ympäristölaatunormeja (WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012). 2000-luvulla Helsingissä tutkitut lumen sulavesien raskasmetallipitoisuudet olivat pieniä ja täyttivät hyvän talousveden laatuvaatimukset (talousvesiasetus 1352/2015) sekä pohjavedelle asetetut ympäristölaatunormit (vesienhoitoasetus 341/2009) (WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012). Ainoastaan kloridien ja bakteerien määrän osalta kaikki näytteet eivät täyttäneet talousvesiasetuksen laatuvaatimuksia (WSP Finland Oy 2010 ja Salla ym. 2012).

## **1.5 Lumen hallinnan sääntely**

Jätelain (646/2011) 72 §:n mukaan ”ympäristöön ei saa jättää jätettä, hylätä konetta, laitetta, ajoneuvoa, alusta tai muuta esinettä eikä päästää ainetta siten, että siitä voi aiheutua epäsiisteyttä, maiseman rumentumista, viihtyisyyden vähentymistä, ihmisen tai eläimen loukkaantumisen vaaraa tai muuta niihin rinnastettavaa vaaraa tai haittaa (roskaamiskielto)”. Lunta ei luokitella jätelain (646/2011) määritelmän mukaisesti jätteeksi, eikä lumenvastaanottopaikka siten edellytä ympäristö-

lupaa jätteenkäsittelypaikkana (Ympäristöministeriö 2014). Lumenvastaanotto- paikkaa koskee kuitenkin muun muassa roskaamiskielto ja pohjaveden pilaamis- kielto. Kunnat voivat asettaa lumenvastaanottotoimintaa koskevia ympäristönsuo- jelulakia (527/2014) tai -asetusta (713/2014) tarkentavia ympäristönsuojelumää- räyksiä tai jätelain 125 §:n mukaisia yksittäisiä määräyksiä. Joissain tapauksissa lumenvastaanotto paikalta voidaan edellyttää ympäristölupaa tai vesilain mukaista lupaa (Ympäristöministeriö 2014).

Aiemmin lumen mereen kaato oli hyvin yleistä Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa, mutta nykyään se on kiellettyä useissa maissa ja kaupungeissa. Suomessa lumen vesistöön ja mereen kaato on kielletty useiden kaupunkien ja kuntien ympäristön- suojelumääräyksissä. Suomen 50 suurimman kaupungin ja kunnan joukossa on kui- tenkin 22 kaupunkia ja kuntaa, joiden ympäristönsuojelumääräyksissä ei kielletä lumen sijoittamista vesistöön tai, joilla ei ole ollenkaan ympäristönsuojelumääräyk- siä (Liite 1). Tosin Helsingin lisäksi Imatra lienee ainoa suomalainen kaupunki tai kunta, jossa kaupunkialueelta kerättyä lunta kaadetaan veteen. Imatralla Vuokseen saa kaataa puhdasta lunta (Imatran seudun ympäristötoimi 2013 ja Kaittola 2017).

Sallan ym. (2012) mukaan lumen sisältämän jätteen sijoittaminen mereen tai pääs- täminen hallitsemattomasti maalla sijaitsevan lumenvastaanotto paikan ympäris- töön voidaan katsoa olevan jätelain roskaamiskiellon vastaista, johtuen jätteen ai- heuttamasta epäsiisteydestä, maiseman rumentumisesta, viihtyisyyden vähentymi- sestä ja mahdollisista terveyshaitoista ja ihmisten ja eläinten loukkaantumisvaaras- ta. Lumen sisältämä orgaaninen aines kuluttaa happea mereen joutuessaan, ja poh- jalle kertyvä jäte voi muuttaa esimerkiksi veden virtausolosuhteita ja laatua, ja näin aiheuttaa ympäristönsuojelulain (527/2014) tarkoittamaa ympäristön pilaantumista (Salla ym. 2012). Reinosdotterin (2007) mukaan lumenkäsittelyn ympäristövaiku- tukset purkuvesistöihin tulisi ottaa huomioon myös Euroopan unionin vesipolitiin- kan puitedirektiivin (2000/60/EY) tavoitteiden saavuttamiseksi.

Ruotsissa likaantunut lumi luokitellaan jätteeksi, ja ympäristölainsäädäntö kieltää jätteen kaatamisen vesistöihin ja mereen (Havs- och vattenmyndigheten 2014). Kuitenkin Tukholman kaupungilla on vuoteen 2021 asti meri- ja vesiviranomaisten myöntämä poikkeuslupa kaataa keskustan alueelta kerätty lumi Mälaren järveen ja

Itämereen Saltsjönin lahteen (Stockholms stad 2016). Veteen saa kaataa vain ”uutta” lunta (korkeintaan noin kaksi päivää vanhaa) ja yhteensä 800 000 m<sup>3</sup>/vuosi (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Myös ainakin Göteborgin kaupungille ja Haningen, Lyckselen, Norrköpingin, Vaxholmin ja Örenköldsvikin kunnille on 2010-luvulla myönnetty poikkeusluvat lumen kaatamiselle vesistöön (Havs- och vattenmyndigheten 2012).

Salla ym. (2012) mainitsevat lumen mereen tai vesistöön kaadon olevan kiellettyä Ruotsin lisäksi Kööpenhaminassa, Kanadassa ja osassa Yhdysvaltoja. Erhartin ja Mauracherin (2013) mukaan lumen veteen kaataminen on kiellettyä Saksassa ja Ylä-Itävallassa. Itävallassa lunta ei kuitenkaan luokitella jätteeksi, ja esimerkiksi Spittal an der Draun, Villachin ja Klagenfurt am Wörtherseen kaupungeissa lunta kaadetaan Drava-, Glan- ja Sattnitz-jokiin (Erhart ja Mauracher 2013) ja Innsbruckissa on 2000-luvulla kaadettu lunta Inn-jokeen (Engelhard ym. 2007). Sveitsissä veteen saa kaataa uutta lunta (Erhart ja Mauracher 2013).

## **1.6 Roskaantuminen kaupunkialueilla**

Ympäristön roskaantuminen on pitkään tunnistettu kaupunkimaiseen ihmisasutukseen liittyväksi ongelmaksi. Perinteisesti urbaanina roskana on pidetty näkyvää kiinteää jätettä kaupunkiympäristössä (Marais ym. 2004). Viime aikoina on kiinnostuttu myös silmin näkymättömän mikroskooppisen pienen roskan eli ns. mikroroskan aiheuttamasta haitasta. Kaupunkialueilla roskaantuminen nähdään useimmiten esteettisenä ongelmana, mutta roskat voivat aiheuttaa myös fyysistä haittaa ihmisille, muille eläimille ja vesieläimille esimerkiksi haavoittamalla niitä ja levittämällä taudinaiheuttajia (Allison ym. 1997 ja Armitage ja Rooseboom 2000).

Kaupunkialueiden roskaantumista on tutkittu runsaasti esimerkiksi Yhdysvalloissa ja Ruotsissa (esimerkiksi MSW Consultants 2009 ja Håll Sverige Rent 2017a). Aiheesta on kuitenkin julkaistu melko vähän tieteellisiä julkaisuja. Ulkomaisten tutkimustulosten välillä on eroja eri roskajakeiden osuuksissa, mutta kaikissa tutkimuksissa yleisimpiä kaupunkialueilta löytyviä roskalajeja ovat olleet muovi- ja paperiroskat ja tupakantumpit (Taulukko 2). Joillain alueilla myös metalliroskat ovat olleet melko yleisiä. Ruotsissa tehtyjen tutkimusten (Håll Sverige Rent 2017a–e)

mukaan kaupunkialueen tyyppi vaikuttaa eri roskajakeiden yleisyyteen ja määrään. Ruotsissa roskien määrä oli selvästi suurempi kaduilla, toreilla ja puistoissa kuin lähiöalueilla (Håll Sverige Rent 2017a–b).

Taulukko 2. Yleisimpiä silminnähtäviä roskatyyppisiä eri kaupunkialueilla. Roskien prosenttiosuudet on ilmoitettu lukumäärä-, paino- (p-%) tai tilavuusosuuksina (til-%). Analysoitavaksi kerättyjen roskien koko vaihtelee eri tutkimuksissa.

Alue	Eri roskajakeiden osuudet (% lukumäärästä ellei toisin mainita)				
	Muovi	Poly-styreeni*	Paperi	Tupakan-tumppi	Metalli
Mar del Plata, Argentiina <sup>1</sup>	20–22		30–31	33–43	
Springs, Etelä-Afrikka <sup>2</sup>	51 62 til-%	5 11 til-%	35 10 til-%		7 10 til-%
Ueda, Japani <sup>3</sup>	14 24 p-%		10 24 p-%	71 22 p-%	1 19 p-%
Ruotsi <sup>4</sup> Katu ja tori / Lähiö / Puisto	6 / 26 / 13		9 / 5 / 11	78 / 61 / 63	2 / 3 / 6
Yhdysvallat <sup>5</sup>	19		22	38	
Los Angeles, Yhdysvallat <sup>6</sup>	23 28 p-% 28 til-%	11 5 p-% 15 til-%	14 19 p-% 25 til-%	34 10 p-% 11 til-%	7 13 p-% 5 til-%
San Francisco, Yhdysvallat <sup>7</sup> Koko yli 26 cm <sup>2</sup> / alle 26 cm <sup>2</sup>	20 / 11		46 / 8	0 / 8	3 / 4

\* Kaikissa tutkimuksissa polystyreenin määrää ei ole eritelty, ja se saattaa sisältyä muoviroskiin.

<sup>1</sup> Seco Pon ja Becherucci 2012 ja Becherucci ja Seco Pon 2014

<sup>2</sup> Armitage ym. 1998 [Nel 1996]

<sup>3</sup> Moriwaki ym. 2009

<sup>4</sup> Håll Sverige Rent 2017c–e

<sup>5</sup> MSW Consultants 2009

<sup>6</sup> Lippner ym. 2001

<sup>7</sup> HDR ja MGM Management 2009

Suomessa ei ole systemaattisesti tutkittu kaupunkialueiden roskaantumista ja kaupunkialueilta löytyvien roskien määrää. Helsingissä on tutkittu ulkoilureittien ja



puistojen roskaantumista (Muotka 2009) ja lakaisukoneiden keräämiä roskia (Puttonen ym. 2012). Kuten ruotsalaisissa puistoissa tehdyissä tutkimuksissa (Håll Sverige Rent 2017a ja d) myös Helsingissä puistoissa ja ulkoilureiteillä lukumäärältään yleisin silminnähtävä roska oli tupakantumppi (Muotka 2009). Ulkoilureiteillä tupakantumppien jälkeen yleisimpiä roskia olivat paperi- ja muoviroskat. Alustavassa lakaisukonejätetutkimuksessa (Puttonen ym. 2012) roskien määrää arvioitiin lähinnä visuaalisesti. Lakaisukonejätteen sisältämät roskat olivat pääosin tupakantumppeja ja elintarvikejätettä. Tutkimuksen mukaan kaduilta ja toreilta kerätty lakaisujäte oli usein varsin roskaista.

Roskat ovat hyvin monimuotoinen ryhmä kappaleita, jotka voivat poiketa toisistaan materiaaliltaan ja ominaisuuksiltaan. Roskaantumistutkimusten tulosten vertailua hankaloittavat erot roskien jaottelutavoissa, roskien määrän mittaamiseen käytetyissä yksiköissä ja analysoitavaksi kerättyjen roskien koossa. Roskia jaotellaan usein ryhmiin niiden materiaalin ja käyttötarkoituksen mukaan, mutta roskien jaotteluun ei ole yhtä yleisesti hyväksyttyä tapaa. Esimerkiksi Armitage (2007) ehdottaa kaupunkialueilta löytyvien roskien jaottelua muovi-, paperi-, metalli- ja lasiroksiksi, kasvillisuudeksi, sedimentiksi ja muiksi roskiksi. Roskien määrää tietyllä alueella voidaan mitata ainakin lukumäärän, painon ja tilavuuden perusteella, ja roskien määrä voidaan ilmoittaa esimerkiksi pinta-alan, kadun pituuden tai ajan suhteessa. Eri roskatyyppejen yleisyys kaupunkialueilla riippuu käytettävästä mittarista (Taulukko 2).

Yhdysvalloissa tehdyssä roskakartoituksessa (MSW Consultants 2009) noin 91 % roskista oli kooltaan alle 26 cm<sup>2</sup> ja noin 9 % kooltaan yli 26 cm<sup>2</sup>. Analysoitavaksi kerättyjen roskien koko siis vaikuttaa roskien määrään, mutta myös ominaisuuksiin (Taulukko 2). Eri tutkimuksissa roskista on tutkittu esimerkiksi kooltaan 6,35–38 mm (Lippner ym. 2001) tai yli 20 mm olevat roskat (Armitage ym. 1998 [Nel 1996]) tai kaikki silminnähtävät roskat (Moriwaki ym. 2009, Seco Pon ja Becherucci 2012 ja Becherucci ja Seco Pon 2014). Useissa tutkimuksissa (HDR ja MGM Management 2009, MSW Consultants 2009 ja Håll Sverige Rent 2017a–e) ei ole kerrottu mikä on analysoitavaksi kerättyjen roskien koon alaraja. Roskaantumistut-

kimuksissa ei useinkaan ole tutkittu roskien alkuperää. Lippnerin ym. (2001) tutkimuksessa pyrittiin arvioimaan analysoitujen roskien alkuperäistä käyttötarkoitusta, mutta se voitiin arvioida ainoastaan lähinnä tupakantumpeille johtuen roskien pienestä koosta.

Kaupunkialueilta löytyvien partikkelien määrää ja ominaisuuksia on tutkittu paljon myös ilmanlaadun näkökulmasta. Näissä tutkimuksissa on tutkittu katupölyn sisältämiä partikkeleita. Pohjoismaissa nastarenkaiden käyttö, liukkauden torjunta hiekoittamalla ja muu talvikunnossapito johtavat keväisiin ilmanlaatuongelmiin. Eri-tyisesti on tutkittu sellaisia partikkeleista, jotka voivat kokonsa puolesta päätyä ihmisten hengityselimiin (Tervahattu ym. 2005). Tieliikenne on tunnistettu merkittäväksi katupölyn lähteeksi (Denier van der Gon ym. 2013), ja tieliikenteen synnyttämien partikkelien määrää ja ominaisuuksia on tutkittu runsaasti.

Yhdysvaltalaisen tutkimuksen mukaan tiealueilla olevista kiintoainepartikkeleista 40–50 p-% on peräisin teiden päällysteiden kulumisesta, 20–30 p-% autonrenkaiden kulumisesta, 15 p-% auton muiden osien (esimerkiksi moottorin ja jarrujen) kulumisesta ja alle 3 p-% tiealueen ulkopuolelta tulevasta muusta laskeumasta (Sansalone ym. 2003 [Kobriger ja Geinopolos 1984]). Suomessa tehtyjen tutkimusten (Kupiainen ym. 2003 ja Tervahattu ym. 2005) mukaan merkittävä osa nastarenkaiden ja teiden hiekoituksen synnyttämästä katupölystä on peräisin asfalttipäällysteiden sisältämän kiviaineen kulumisesta. Asfalttipäällysteen sisältämän bitumin ja autonrenkaista peräisin olevan kumin osuudet katupölystä ovat selvästi pienempiä.

## **1.7 Merien roskaantuminen**

Roskaantumista on aiemmin käsitelty maa-alueilla olevien kiinteiden jätteiden ja jätehuollon näkökulmasta, mutta yhä enenevissä määrin roskaantuminen nähdään myös merien ja vesistöjen saastumista aiheuttavana ongelmana (Lippner ym. 2001, Moore 2008 ja Laamanen 2016). Euroopan unionin meristrategiadirektiivissä (2008/56/EY) merien roskaantuminen nostetaan yhdeksi meriympäristön tilaa huonontavaksi tekijäksi. Meristrategiadirektiivin tavoitteena on saavuttaa ja ylläpitää hyvä tila Euroopan unionin alueella sijaitsevilla meriympäristöissä vuoteen 2020 mennessä. Direktiivissä yksi meriympäristön hyvän tilan edellytyksistä on, että

”roskaantuminen ei ominaisuuksiltaan eikä määrältään aiheuta haittaa rannikko- ja meriympäristölle” (Komission päätös 2017/848/EU). Direktiivi edellyttää merissä olevien roskien määrän ja ympäristövaikutusten selvittämistä.

Yhdistyneiden kansakuntien ympäristöohjelman UNEP:n (2001 ja 2005) määritelmän mukaan meressä olevat roskat ovat mitä tahansa valmistettuja tai muokattuja kestäviä kiinteitä materiaaleja, jotka on poistettu käytöstä, hävitetty tai hyljätty meri- tai rannikkoympäristöön. Merissä nämä roskat voivat esimerkiksi haavoittaa merieläimiä ja -eliöitä ja aiheuttaa niiden kuolemaa sekä kuljettaa vieraslajeja uusille alueille (UNEP 2001 ja CBD ja GEF 2012). Ekologisten haittojen lisäksi merissä olevat roskat aiheuttavat haittaa ja kustannuksia muun muassa kalastukselle, kalanviljelylle, turismille, vesiliikenteelle, sotatoiminnalle, vesivoimantuotannolle ja muulle meriveden käytölle (Fanshawe ja Everard 2002, Gregory 2009 ja CBD ja GEF 2012).

Maailmanlaajuisesti yleisin meristä löytyvä roskamateriaali on muovi (Barnes ym. 2009). Arvioiden mukaan lukumäärältään noin 60–80 % merissä olevasta roskista on muovia (Derraik 2002 [Gregory ja Ryan 1997] ja Barnes ym. 2009). Muovin tuotanto ja käyttö maailmassa ovat kasvaneet hyvin voimakkaasti muovin massa-tuotannon alettua noin sata vuotta sitten. Vuonna 2014 maailman vuosittainen muovin tuotanto ylitti ensimmäisen kerran 300 miljoonaa tonnia (PlasticsEurope 2015), ja vuosituotannon on arvioitu ylittävän 700 miljoonaa tonnia vuoteen 2050 mennessä (Wurpel ym. 2011). Muovijätteen kierrätys ja hyödyntäminen energian tuotannossa lisääntyvät, mutta esimerkiksi Euroopassa kaatopaikalle vuosittain päätyvän muovijätteen määrä on alkanut vähentyä vasta viimeisen kymmenen vuoden aikana (PlasticsEurope 2013 ja 2015). Euroopassakin edelleen noin 30 % muovijätteestä päätyy kaatopaikalle. Maailmanlaajuisesti vuosittain arviolta noin 32 miljoonaa tonnia muovijätteestä ei käsitellä asianmukaisesti ja on vaarassa päätyä hallitsemattomasti ympäristöön (Jambeck ym. 2015). Arviolta noin 5–13 miljoonaa tonnia tästä muovijätteestä päätyy vuosittain meriin (Jambeck ym. 2015).

Muoviroskia löytyy kaikilta merialueilta ympäri maailmaa ja kaikista meriympäristön osista (UNEP 2005). Muoviroskia on veden pinnalla, vesipatsaassa, merien pohjalla, rannoilla ja merieliöstössä (UNEP 2005). Meristrategiadirektiivi sekä laki

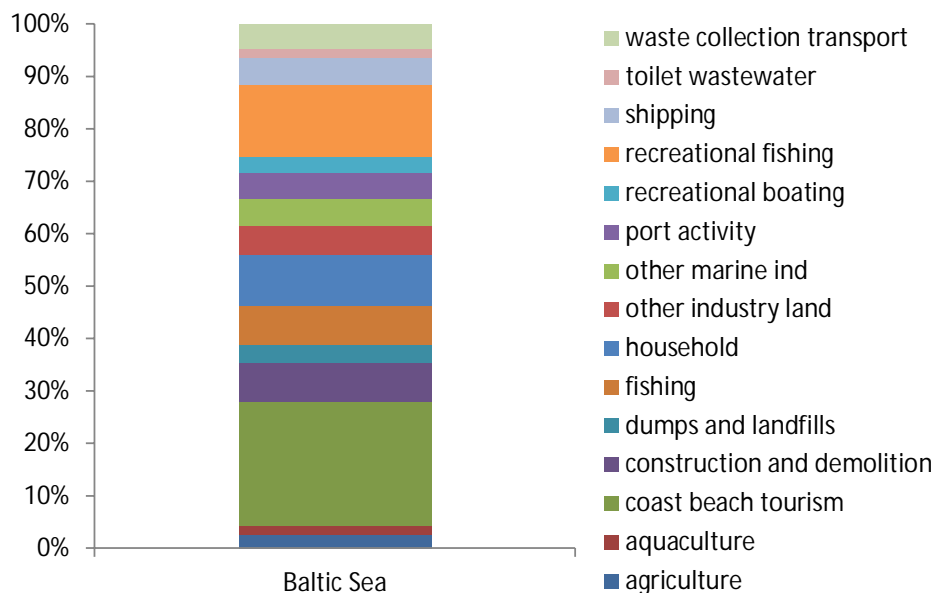
vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004), jolla direktiivi on pantu täytäntöön Suomessa, edellyttävät merenhoidon toimenpideohjelman laatimista. Suomen merenhoitoalueilla ei ole ollut mahdollista tehdä tila-arviota roskaantumisen osalta, koska Itämeressä olevien roskien määrää ja vaikutuksia ei tunneta riittävän hyvin (Laamanen 2016). Suomen merenhoidon toimenpideohjelmassa (Laamanen 2016) todetaan, että kyseinen ohjelma ei riitä meren hyvän tilan saavuttamiseen meristrategiadirektiivissä aikarajaksi asetettuun vuoteen 2020 mennessä.

Merissä olevan roskan määrän arviointiin on usein käytetty rannoilla olevien roskien määrän mittaamista (MARLIN 2013). Yleisimpiä rannoilta löytyneitä roskia vuosittaisissa rantojen siivouksissa ympäri maailmaa ovat olleet tupakantumpit, muovipullot, ruokakääreet, muoviset pullonkorkit, pillit ja sekoitustikut, muovipussit, lasipullot, metalliset pullonkorkit ja muovikannet (Ocean Conservancy 2016). Meriympäristössä olevista roskista arviolta jopa noin 70 % on meren pohjassa, noin 15 % kelluu vedessä ja vain noin 15 % on rannoilla (UNEP 2005). Itämerellä voimakkaiden merivirtojen ja vuorovesi-ilmiön puuttumisen takia rannoilla olevan roskan osuuden on arvioitu olevan tätäkin pienempi (MARLIN 2013).

Muoviroskat olivat lukumäärältään yleisimpiä roskia yhteensä 23 suomalaiselta, ruotsalaiselta, virolaiselta ja latvialaiselta rannalta kerätyistä roskista (MARLIN 2013). Tähän arvioon ei ollut huomioitu tupakantumppeja, jotka olivat lukumäärältään selvästi yleisimpiä roskia. Roskien määrä oli suurempi kaupunkialueilla sijaitsevilla rannoilla kuin maaseudulla sijaitsevilla rannoilla ja suurempi suomalaisilla rannoilla kuin ruotsalaisilla, virolaisilla ja latvialaisilla rannoilla. Syyt suomalaisten rantojen roskaisuuteen eivät selvinneet tutkimuksessa. Mahdollisiksi syiksi arvioitiin eroja tutkimukseen valittujen rantojen kaupungistumisasteessa, merivirroissa ja saaristoissa. Tutkituista suomalaisista ja latvialaisista rannoista useampi sijaitsi kaupunkialueella kuin virolaisista ja ruotsalaisista rannoista. Helsingin edustalla on tutkittu meren pohjan roskaantumista (Majaneva ja Suonpää 2015). Helsingin edustan merialueilla lukumäärältään yleisimpiä roskia (koko yli 2,5 cm) olivat lasi- ja keramiikkaroskat (37 %), metalliroskat (30 %) ja muoviroskat (26 %) (Majaneva ja

Suonpää 2015). Yllättäen kolmesta tutkitusta alueesta luonnontilaisin alue Uutelas-  
sa oli kaikkein roskaisin. Kyseinen alue on suosittu virkistyskohde, ja alueelta löy-  
tyi runsaasti esimerkiksi kertakäyttöisiä elintarvikepakkauksia.

Kaikkia roskien päästölähteitä ja kulkeutumisreittejä meriin ei tunneta, eikä erityi-  
sesti kunkin lähteen tai reitin merkitystä. Noin 80 % merissä olevasta muoviroskas-  
ta on arvioitu olevan peräisin maa-alueilta ja noin 20 % merialueilta (Andrady  
2011). Itämerellä olevasta roskasta lukumäärältään arviolta noin 71 % on peräisin  
maa-alueilta ja noin 29 % merialueilta (Van Acoleyen ym. 2013). Merien roskaan-  
tumista aiheuttavia toimintoja merellä ovat laivaliikenne, kalastus, kalanviljely,  
öljyn- ja kaasunporauslautat, laitton roskaaminen, sotilastoiminta ja turismi ja va-  
paa-ajanvietto (Fanshawe ja Everard 2002, Blidberg ym. 2015 ja Watkins ym.  
2015). Mereen maa-alueilta päätyvän roskan lähteiksi on mainittu maatalous, ra-  
kennus- ja purkutoiminta, laivojen purkutoiminta, satamat, hulevedet, teollisuuden  
ja yhdyskuntien jätevedet (erityisesti ylivuodot), joki- ja tulvavedet, jätehuolto,  
turismi ja vapaa-ajanvietto rannikolla ja tupakointi (Fanshawe ja Everard 2002,  
Blidberg ym. 2015, Watkins ym. 2015 ja Blidberg ja Leander 2017). Rannoilta ke-  
rättyjen roskien perusteella merkittävimpiä roskien lähteitä Itämerellä ovat turismi  
ja vapaa-ajan kalastus (Kuva 1).



Kuva 1. Eri lähteiden osuus Itämeren rannoilta löytyvistä roskista (Van Acoleyen  
ym. 2013).

## 1.8 Mikromuovien määrä ympäristössä

Muovit hajoavat hyvin hitaasti, ja näin ollen säilyvät ympäristössä pitkään sinne päädyttyään (Andrady 2011). Muovia päätyy ympäristöön hyvin erikokoisina ja muotoisina kappaleina, jotka voivat hajota pienemmiksi kappaleiksi ympäristössä. Muoviroskia jaotellaan koon perusteella eri ryhmiin. Pienistä muoviroskista käytetään nimitystä mikromuovit, mutta käytössä on vaihtelevia määritelmiä siitä minkä kokoiset kappaleet luetaan mikromuoveiksi. Yleisimmin käytössä olevan määritelmän mukaan mikromuoveiksi määritellään muovipartikkelit, joiden koko on pienempi kuin 5 mm (Arthur ym. 2009). Euroopan komissio (European Commission 2013) suosittelee tämän määritelmän käyttämistä.

Pieniä muoviroskia havaittiin merivesissä ensimmäisen kerran jo 1970-luvulla (esimerkiksi Carpenter ym. 1972 ja Colton ym. 1974), mutta tutkimus aiheesta yleistyi vasta 2000-luvulla. Ryan ja Moloney (1990) ja Thompson ym. (2004) käyttivät termiä mikromuovit ensimmäisiä kertoja merien roskaantumisen yhteydessä. Mikromuoveja on löydetty kaikista meriympäristön osista ja kaikista maapallon meristä (koonnut esimerkiksi Barnes ym. 2009, Wright ym. 2013a, Eriksen ym. 2014, GESAMP 2015 ja Lassen ym. 2015).

Mikromuovien määrän mittaamiseen käytetään eri menetelmiä, ja mikromuovien määrä voidaan ilmoittaa käyttäen erilaisia yksiköitä. Toisissa tutkimuksissa mikromuovien keräämiseen käytetyn suodattimen silmäkoon on havaittu vaikuttavan hyvin voimakkaasti mikromuovien määrään (Norén 2007 ja Norén ym. 2015), kun taas toisissa tutkimuksissa ei ole havaittu tilastollisesti merkittävää eroa silmäkooltaan erilaisilla suodattimilla kerättyjen mikromuovien kokonaismäärässä (Setälä ym. 2016). Setälän ym. (2016) tutkimuksessa havaittiin kuitenkin eroja silmäkooltaan erilaisilla suodattimilla kerättyjen mikromuovien ominaisuuksissa ja tyypeissä (kuidut ja partikkelit). Mikromuovien määrä ilmoitetaan yleensä lukumääränä tai painona. Luonnonvesien mikromuovipitoisuus voidaan ilmoittaa tilavuuden tai pinta-alan suhteen, jätevesien mikromuovipitoisuus tilavuuden suhteen ja sedimentin (tai muun kiintoaineen) mikromuovipitoisuus sedimentin märkä- tai kuivapainon,

tilavuuden tai pinta-alan suhteen. Erot mikromuovien analysointiin käytetyissä menetelmissä ja tulosten ilmoittamiseen käytetyissä yksiköissä hankaloittavat ja joissain tapauksissa estävät eri tutkimusten tulosten vertailun.

Mikromuovien määrä merivedessä Itämerellä vaihtelee voimakkaasti näytteenotto-paikasta ja näytteenottotavasta riippuen (Taulukko 3). Suurimmat pitoisuudet on mitattu silmäkooltaan 5–80 µm olevilla suodattimilla Merenkurkussa Uumajan edustalla (119 400 kpl/m<sup>3</sup>, Norén ym. 2009), Ruotsin länsirannikolla polyeteeniä valmistavan tehtaan edustalla sijaitsevassa satamassa (102 550 kpl/m<sup>3</sup>, Norén 2007) ja Ruotsin etelärannikolla Malmön teollisuussatamassa (75 070 kpl/m<sup>3</sup>, Norén ym. 2015). Helsingin edustalla meriveden mikromuovipitoisuus (koko ≥20 µm) vaihteli välillä noin 500 – 9 600 kpl/m<sup>3</sup> merivettä (Talvitie ym. 2014).

Taulukko 3. Meriveden mikromuovipitoisuus Itämeren eri osissa ja Ruotsin, Norjan ja Tanskan välisillä merialueilla.

Alue	Suodattimen silmä koko, $\mu\text{m}$	Mikromuovipitoisuus, $\text{kpl}/\text{m}^3$ merivettä	Lähde
Rauman rannikko	333	0–0,5	Magnusson 2014
Turun rannikko	333	0–0,7	Magnusson 2014
Suomenlahti	333	0,2±0,2	Setälä ym. 2016
	300	0,6±0,4	
	100	1,3±1,9	
Selkämeri	5	8 020 – 30 240	Norén ym. 2009
Merenkurkku	5	119 400	Norén ym. 2009
Perämeri	5	14 920	Norén ym. 2009
Itämeri	5	680 – 4 420	Norén ym. 2009
Ruotsin itärannikko	90	100 – 7 500	Gorokhova 2015
Ruotsin etelärannikko	300	0,04–43	Norén ym. 2015
	10	1 060 – 75 070	
Ruotsin länsirannikko	450	0,01–0,14	Norén 2007
	80	200 – 102 550	
Ruotsin länsirannikko	5	3 280	Norén ym. 2009
Kattegat	5	1 300 – 8 380	Norén ym. 2009
Skagerrak	5	1 100	Norén ym. 2009

## 1.9 Muoviroskiin liittyvät riskit

Ympäristössä olevat erikokoiset muoviroskat voivat aiheuttaa hyvin merkittävää haittaa eliöille. Muoviroskat voivat takertua merinisäkkäisiin, -lintuihin, kilpikonnaan, kaloihin ja äyriäisiin ja siten hankaloittaa ravinnon hankintaa ja petojen välttelyä (Laist 1987). Takertuneet muoviroskat voivat haavoittaa eläimiä ja jopa johtaa



niiden kuolemaan. Eläinten mahdollisesti nielemät muoviroskat voivat esimerkiksi haavoittaa tai tukkia vatsalaukkua ja ruoansulatuskanavaa (Laist 1987).

1990-luvun puoliväliin mennessä yli 260 merinisäkäs-, lintu-, kilpikonna-, kala- ja äyriäislajin yksilöiden oli raportoitu nielleen muoviroskia tai takertuneen niihin (Laist 1997). 2010-luvun alkupuolelle tultaessa yhteensä jo yli 370 merinisäkäs-, lintu-, kilpikonna-, kala-, merikäärme-, äyriäis-, nilviäis-, piikkihahkais- ja poltti-aiseläinlajin yksilöiden oli raportoitu nielleen muoviroskia tai takertuneen niihin (CBD ja GEF 2012). Mikromuovien nielemistä on havaittu myös muilla selkärangattomilla (Thompson ym. 2004, Cole ym. 2013, Wright ym. 2013a ja Setälä ym. 2014). Mikromuovit voivat myös siirtyä ravintoketjun tasolta toiselle (Farrell ja Nelson ym. 2013 ja Setälä ym. 2014). Mikromuovien nielemisen ennustetaan yleistyvän tulevana vuosikymmeninä (Wilcox ym. 2015).

Nielty mikromuovi voi pysyä ruoansulatuskanavassa, poistua eritteiden mukana tai imeytyä ruoansulatuskanavan pintakudoksen läpi syvemmälle kudoksiin ja verenkiertojärjestelmään (Browne ym. 2008). Imeytyminen lisääntyy mikromuovien koon pientyessä (Browne ym. 2008). Eläinten nielemistä mikromuoveista (koko 0,1–5000 µm) vain hyvin pieni osuus imeytyy (Bouwmeester ym. 2015). On arvioitu, että mikromuovit eivät pääse merkittävästi elinten tai solujen sisään. Mikromuoveja pienemmät ns. nanomuovit (koko <0,1 µm) voivat puolestaan päästä ruoansulatuskanavan pintakudoksen läpi ja kaikkien elinten (esimerkiksi aivot ja istukka) ja solujen sisälle. Nanomuovien olemassa oloa ympäristössä ei kuitenkaan ole vielä pystytty tutkimaan (Bouwmeester ym. 2015). Mikromuoveille altistumisen on osoitettu aiheuttavan organismeille ongelmia esimerkiksi riittävässä ravinnon saannissa, kasvun hidastumista, käyttäytymishäiriöitä, lisääntymiskyvyn heikkenemistä, elinkykyisyyden vähenemistä tai jopa kuolleisuutta (esimerkiksi Browne ym. 2008, Wright ym. 2013b, Au ym. 2015, Lönnstedt ja Eklöv 2016, Rehse ym. 2016 ja Sussarellu ym. 2016).

Merissä olevien muoviroskien on havaittu sisältävän erilaisia orgaanisia haitta-aineita kuten polykloorattuja bifenyylejä (PCB-yhdisteitä), polysyklisiä aromaattisia hiilivetyjä (PAH-yhdisteitä), ölyhiilivetyjä, organoklooritorjunta-aineita, polybromattuja difenyyliettereitä (PBDE-yhdisteitä), alkyylifenoleita ja bisfenoli A:ta

(Carpenter ym. 1972, Rios ym. 2007, Teuten ym. 2007 ja 2009, Frias ym. 2010, Hirai ym. 2011 ja Rochman ym. 2013). Nämä haitta-aineet voivat kertyä muoviroskiin merivedestä, ja osaa haitta-aineista käytetään esimerkiksi muovien pehmentiminä ja stabilointiaineina (Teuten ym. 2009). Orgaanisten haitta-aineiden lisäksi muoviroskiin on havaittu kertyvän merivedestä myös metalleja (Holmes ym. 2012, Rochman ym. 2014 ja Brennecke ym. 2016).

Tutkimusten mukaan orgaanisten haitta-aineiden sitoutuminen oli tutkituista muovilaaduista selvästi suurinta polyeteeniin (Teuten ym. 2007 ja Rochman ym. 2013), mutta metallien sitoutumisen osalta ei ollut havaittavissa yhtä selviä eroja eri muovilaatujen välillä (Rochman ym. 2014). Muovin sisältämien orgaanisten haitta-aineiden ja metallien on osoitettu voivan liueta muovista, mikä on edellytyksenä näille aineille altistumiselle (Teuten ym. 2009). Muoviroskien sisältämien haitta-aineiden vaikutuksia muoviroskan kanssa kosketuksiin joutuville eliöille ja eläimille on kuitenkin tutkittu vasta vähän. Mallinnuksen ja laboratoriokokeiden (Teuten ym. 2007 ja 2009) perusteella haitta-aineita sisältävät mikromuovit voivat aiheuttaa haitta-aineiden kertymistä esimerkiksi hietamatoihin ja valtamerilintu valkonaamaliitäjän poikasiin. Muoviroskien merkitys eliöstön altistumisessa haitta-aineille on kuitenkin alustavissa tutkimuksissa arvioitu merkityksettömäksi (Zarfl ja Matthies 2010 ja Gouin ym. 2011).

Merissä roskat voivat aiheuttaa haittaa myös kuljettamalla vieraslajeja uusille alueille merivedessä kelluessaan (Gregory 2009 ja Goldstein ym. 2014) ja tukahduttamalla pohjaeläinyhteisöjä meren pohjalle päätyessään (Goldberg 1994 ja Uneputtu ja Evans 1997). Ihmisten on arvioitu voivan altistua mikromuoveille ravinnon kautta syömällä esimerkiksi kaloja, äyriäisiä, suolaa, sokeria ja hunajaa sekä juomalla olutta (Liebezeit ja Liebezeit 2013 ja 2014, Van Cauwenberghe ja Janssen 2014 ja Romeo ym. 2015). Kaikkia muoviroskiin liittyviä riskejä ja varsinkaan näiden riskien suuruutta ei tunneta (Derraik 2002).

## 1.10 Mikromuovien lähteet

Merien roskaantumisen vähentämiseksi ja estämiseksi on tunnistettava roskien lähteet ja reitit mereen. Mikromuovien lähteitä ja reittejä meriin ei tunneta vielä riittävän hyvin, ja eri tahot ovat korostaneet näiden lähteiden ja reittien tutkimisen tärkeyttä (Fjäder 2016 ja Laamanen 2016). Mikromuoveja jaotellaan ryhmiin niiden alkuperän mukaan (Arthur ym. 2009). Primaariset mikromuovit on tarkoituksella mikroskooppiseen kokoon tuotettuja muovikappaleita, joita käytetään esimerkiksi teollisuudessa muovituotteiden tuotantoon ja hiovina tai kuorivina elementteinä teollisuus- ja kuluttajatuotteissa. Sekundaariset mikromuovit muodostuvat suurempien muovituotteiden hajoamisesta ja kulumisesta. Meressä ja rannoilla olevien muovituotteiden hajoamisen aiheuttaa yleensä UV-B-valon aiheuttama kemiallinen hajoaminen ja mekaaninen kulutus (Cooper ja Corcoran 2010 ja Andrady 2011). Myös mikrobien on arveltu hajottavan muovia (Zettler ym. 2013). Kirjallisuudessa on tunnistettu lukuisia mikromuovien lähteitä, joista tärkeimmiksi on laskennallisissa tutkimuksissa arvioitu autonrenkaiden, synteettisten tekstiilien ja maalien kulumisen ja muovituotannon raaka-aineina käytettävät pelletit (Taulukko 4).

Taulukko 4. Laskennalliset mikromuovipäästöt eri päästölähteistä Ruotsissa, Norjassa, Tanskassa ja Saksassa.

Mikromuovilähteet	Mikromuovipäästöt, tonnia/vuosi						
	Ruotsi		Norja		Tanska		Saksa
	Kokonais- päästöt	Päästöt vesistöön	Kokonais- päästöt	Päästöt vesistöön	Kokonais- päästöt	Päästöt vesistöön	Kokonais- päästöt
Autonrenkaat	13 000	?	4500	2250	4 200 – 6 600	500 – 1 700	60 000 – 111 000
Kumirakeet	2 300 – 3 900	?			450 – 1 580	1–20	
Tekstiilit	180 – 2 000	3,5–40	700	110	200 – 1 000	6–60	80–400
Maalit (laivat)	480 – 1 360	480 – 1 360	730	657	42–487	21,3–241,8	
Tiimerkinnät	500	?	320	160	110–690	10–180	
Maalit (rakennukset)	130–250	?	230	103	150–810	6–149	
Muovintuotannon raaka-aineet	310–530	?	450	405	3–56	0,1–4,5	21 000 – 210 000
Rakennusmateriaalit			270	135	80–480	4,5–37,5	
Kosmetiikka	60	1,3	40	4	9–29	0,5–4,4	500

Taulukko 4. Jatkuu edelliseltä sivulta.

Mikromuovilähteet	Mikromuovipäästöt, tonnia/vuosi						
	Ruotsi		Norja		Tanska		Saksa
	Kokonais- päästöt	Päästöt vesistöön	Kokonais- päästöt	Päästöt vesistöön	Kokonais- päästöt	Päästöt vesistöön	Kokonais- päästöt
Hioma-aineet ja muut teolliset tuotteet			100	50	0,05–2,5	0,03–1,4	<100
Jätteenkäsittely	26	?	406	93			
Huonepöly	0,9–17	0,02–0,34	650	65			
Synteettiset vahajauheet							100 000
Kengät					100 – 1 000	10–260	
Keittiö- ja siivousvälineet					20–180	1–50	
Puhdistusaineet							<100
Muut käyttökohteet	6–226	6–226			100 – 1 000	8–375	
Kirjallisuuslähde	Magnusson ym. 2016a		Sundt ym. 2014		Lassen ym. 2015		Essel ym. 2015

Mikromuovien lähteitä ja reittejä kaupunkialueilla on tutkittu vasta vähän (Dris ym. 2015 ja Wagner ym. 2014). Hulevedet on arvioitu merkittäväksi mikromuovien reitiksi kaupunkialueilta vesistöihin ja mereen (Sundt ym. 2014, Essel ym. 2015, Lassen ym. 2015 ja Magnusson ym. 2016a). Mikromuovien määrää ja ominaisuuksia hulevesissä on kuitenkin tutkittu vasta vähän. Helsingissä ja Turussa on alustavissa tutkimuksissa löydetty mikromuoveja hulevesistä (Regmi ym. 2015 ja Kilponen 2016). Molemmissa tutkimuksissa tutkittiin 300 µm suodatinkankaalle jääneet mikromuovit. Helsingissä Etelä-Haagassa synteettisten kuitujen määrä hulevedessä oli noin 170–260 kpl/m<sup>3</sup> hulevettä näytteenotokerrasta riippuen ja muovipartikkelien määrä noin 2–5 kpl/m<sup>3</sup> hulevettä (Kilponen 2016). Turussa mikroroskien määrä hulevesissä oli enimmillään noin 140 roskaa/m<sup>3</sup> hulevettä (Regmi ym. 2015). Turussa roskat jaoteltiin partikkeleihin, kuituihin, hiutaleisiin ja pelletteihin. Eniten mikroroskia oli Turun keskustan hulevesissä. Kaupunkialueille satava lumi sisältää samoja epäpuhtauksia kuin hulevedet (Viklander 1996 ja 1998), ja mikäli myös lumi sisältää mikromuoveja, on aurauslumen sijoittaminen mereen mikromuovien reitti kaupunkialueelta mereen. Lumen sisältämiä epäpuhtauksia kaupunkialueilla sekä ihmisasutuksesta syrjässä olevilla alueilla on tutkittu jo pitkään, mutta aiemmin ei ole tutkittu sisältääkö lumi mikromuoveja.

### **1.11 Tutkimuksen tavoitteet**

Tämä pro gradu -tutkielma on tehty osana Helsingin kaupungin ja Helsingin yliopiston yhteistä graduprojektia. Graduprojekti on osa Helsingin ja Turun kaupunkien vuonna 2007 käynnistämää Itämeren suojelua edistävää Itämerihaastetta. Osana Itämerihaastetta Helsingin ja Turun kaupungit selvittävät keinoja lumenkaadosta aiheutuvan roskaantumisen vähentämiseksi (Helsingin kaupunki ja Turun kaupunki 2014).

Tässä pro gradu -tutkimuksessa tutkin kuinka paljon ja minkälaisia roskia kaupunkialueelta kerättävä lumi sisältää. Tutkin, sisältääkö lumi mikroroskaa, ja toimiiko mereen kaadettava lumi siten mikroroskan reittinä kaupunkialueelta mereen. Lisäksi gradututkimukseni antaa tietoa lumen sisältämien partikkelien kokonaismäärästä ja kokojakaumasta, mistä on hyvin vähän tutkimustietoa saatavilla. Koska roskien

määrän ja ominaisuuksien on havaittu vaihtelevan erilaisilla kaupunkialueilla (Marais ym. 2004 ja Håll Sverige Rent 2017a), tutkin Helsingin kaupungin alueelta kerättävän lumen sisältämiä roskia analysoimalla luminäytteitä erilaisilta kaupunkialueilta. Kolmelta erilaiselta kaupunkialueelta kerättyjä luminäytteitä analysoimalla pyrin vastaamaan seuraaviin tutkimuskysymyksiin:

- Kuinka paljon erityyppisiltä kaupunkialueilta kerättävä lumi sisältää roskaa? Onko roskien määrässä ja ominaisuuksissa eroja?
- Sisältääkö kaupunkialueelta kerätty lumi mikromuoveja? Mikäli sisältää, niin kuinka paljon ja minkä tyyppisiä mikromuoveja?

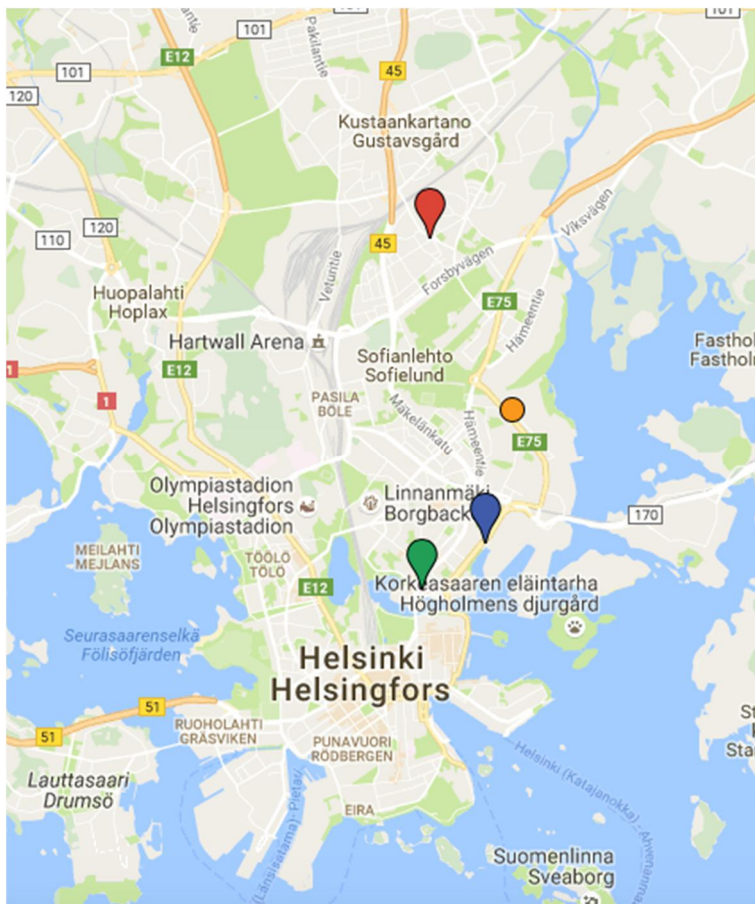
Erilaisilta kaupunkialueilta kerättävien luminäytteiden roskapitoisuuksien ja Hernessaaren vuosittain tuotavan lumimäärän perusteella arvioin, kuinka paljon Hernessaaren rantaan tuodaan normaalilumisena talvena lumen mukana roskaa. Pro gradu -tutkimuksen perusteella teen ehdotuksen lumen sisältämien mikroroskien tutkimusmenetelmistä.

## **2 Aineisto ja menetelmät**

### **2.1 Lumen kerääminen ja sulattaminen**

Lumen sisältämien mikromuovien ja muiden roskien tutkimiseksi luminäytteitä kerättiin kolmelta erilaiselta kaupunkialueelta Helsingissä talvena 2015–2016. Valitut kaupunkialueet olivat lähiöalue (Käpylä), vilkkaasti liikennöity tiealue (Sörnäisten rantatie) ja torialue (Hakaniemen tori) (Kuva 2). Näytteenottoalueet valittiin pro gradu -tutkimuksen ohjausryhmän avustuksella. Ohjausryhmässä oli edustajia Helsingin kaupungin rakennusvirastosta, rakentamispalvelu Starasta ja ympäristökeskuksesta, Suomen ympäristökeskuksesta ja Helsingin yliopistosta. Alustava suunnitelma oli toistaa näytteenotto kolme kertaa talven aikana, jotta voitaisiin analysoida lumen roskapitoisuutta talven eri vaiheissa. Luminäytteiden käsitteleminen ja analysointi osoittautui arvioitua työläämmäksi, joten luminäytteitä kerättiin kuitenkin kaupunkialueelta vain yhden kerran, jotta työmäärä pysyisi pro gradu -tutkielman ohjeellisessa laajuudessa.





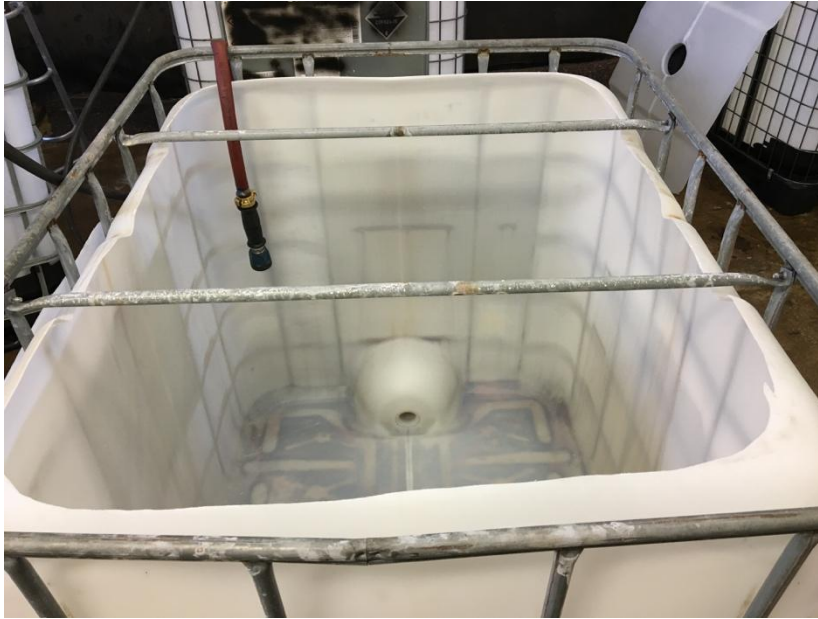
Kuva 2. Mikromuovien ja muiden roskien tutkimiseksi kerättyjen luminäytteiden keräyspaikat (punainen merkki = Kullervonkatu, Kallio; sininen merkki = Sörnäisten rantatie ja vihreä merkki = Hakaniemen tori) sekä Kyläsaaren lumenvastaanottoaika (oranssi merkki).

Lumen sisältämän mikroroskan määriä ei ole aikaisemmin tutkittu. Tätä gradututkimusta varten jouduttiin suunnittelemaan sekä näytteenotto- että käsittelymenetelmät, jotka pitkälti pohjautuvat merten mikroroskien tutkimuksissa sekä maaperätutkimuksissa käytettyihin menetelmiin. Erityisen haasteellista oli suojautua kontaminaatiolta sekä käsitellä isoja näytetilavuuksia. Vesinäytteiden mikromuovipitoisuudet ilmoitetaan useimmiten yksikössä  $\text{kpl}/\text{km}^2$  tai  $\text{kpl}/\text{m}^3$ . Kaupunkialueelta kerättävän lumen mikromuovipitoisuudelle valittiin yksiköksi  $\text{kpl}/\text{m}^3$  lunta tai vettä. Vesinäytteistä tutkittavien mikromuovien koko vaikuttaa hyvin paljon näytetilavuuteen. Mitä pienempiä mikromuoveja tutkitaan, sitä pienempiä näytetilavuuksia on usein mahdollista analysoida. Yleisin käytetty mikromuovien koon alaraja merivesiä tutkittaessa on ollut  $300 \mu\text{m}$  (Hidalgo-Ruz ym. 2012).

Näytetilavuuden valinta perustui näytetilavuuksiin, joita käytetään analysoitaessa kooltaan  $\geq 300 \mu\text{m}$  olevia mikromuoveja merivesistä ja jätevesistä. Viimeaikaisissa pohjoismaisissa tutkimuksissa (Norén ym. 2014 ja Magnusson ym. 2016b) näytetilavuudet ovat olleet merivesien mikromuovipitoisuuksia tutkittaessa  $2\text{--}4 \text{ m}^3$  ja puhdistettujen jätevesien mikromuovipitoisuuksia tutkittaessa  $0,3\text{--}1 \text{ m}^3$ . Lumen sisältämä vesimäärä voi vaihdella hyvin paljon. Ho ja Valeo (2005) ovat analysoineet kaupunkialueelta kerätyn lumen tiheydeksi noin  $100\text{--}600 \text{ kg/m}^3$ , jolloin lumen sisältämä vesimäärä on noin  $100\text{--}600 \text{ l/m}^3$ .

Luminäytteiden keräämiseen ja sulattamiseen käytettiin kooltaan  $1 \text{ m}^3$  olevia muovisäiliöitä, jotka olivat riittävän suuria ja pystyttiin sulkemaan (Kuva 3). Kyseisissä säiliöissä oli aiemmin ollut Granluxin biohajoavaa etikkahappopohjaista liukkaudentorjunta-ainetta. Säiliöiden suljettavuus oli tärkeää, koska mikroroskanäytteiden keräämisessä ja analysoinnissa näytteiden kontaminaatio on pyrittävä estämään (Norén ja Naustvoll 2010, Hidalgo-Ruz ym. 2012 ja Nuelle ym. 2014). Tavallinen huoneilma ja -pöly voi sisältää runsaasti mikroskooppisia hiukkasia, kuten vaatekuituja.

Muovisäiliöissä oli hana säiliön alaosassa, metallikehikko säiliön ympärillä ja puinen lava säiliön alla. Säiliöiden materiaali on vaaleaa läpikuultavaa korkeatiheyksistä polyeteeniä (PE-HD). Säiliöiden yläosa leikattiin irti, ja leikkausreuna siistittiin mahdollisista muoviriekaleista. Säiliöt pestiin painepesurin avulla ensiksi kuumalla ja sitten kylmällä vesijohtovedellä. Pesun jälkeen tyhjät säiliöt suljettiin kannen ja harmaan ilmastointiteipin avulla kontaminaation estämiseksi.

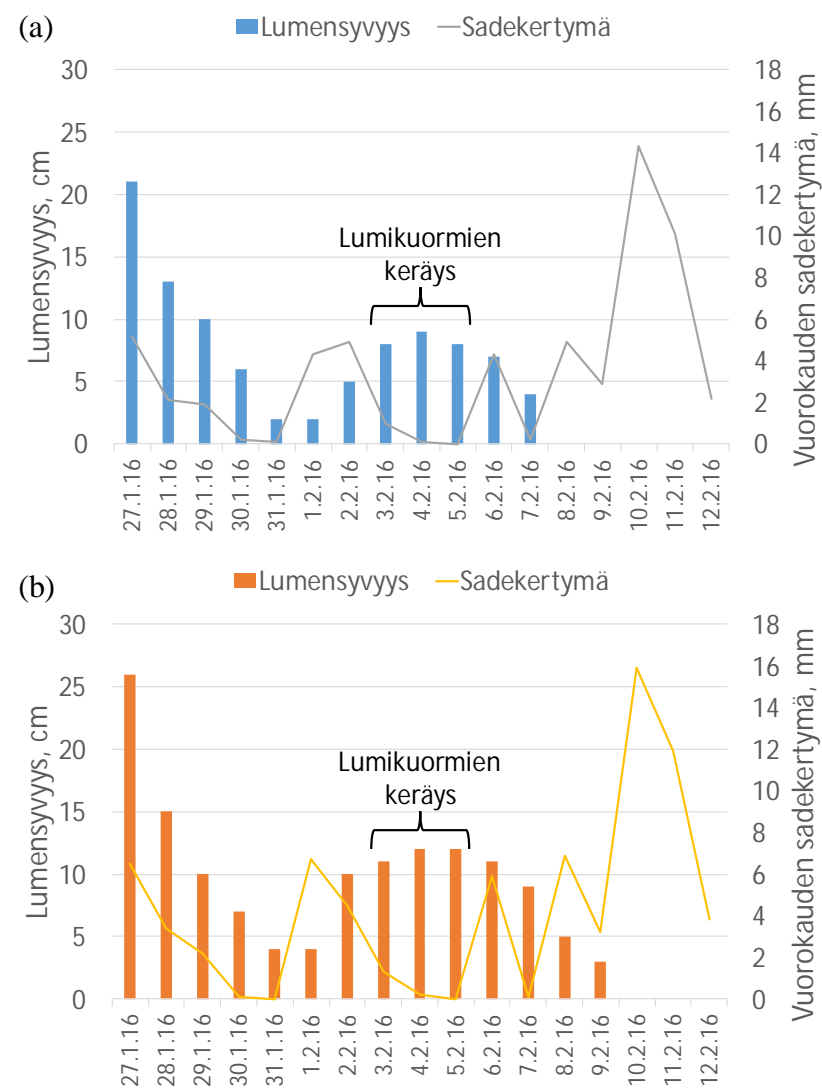


Kuva 3. Luminäytteiden sulattamiseen käytetty auki leikattu muovisäiliö (Kuva: Julia Talvitie).

Kultakin luminäytteiden keräysalueelta kerättiin kuorma-auton lavalle yksi lumikuorma (tilavuus enintään 15 m<sup>3</sup>), joka kuljetettiin Kyläsaaren lumenvastaanotto paikalle Helsingissä (Kuvat 2 ja 4). Helsingin kaupungin rakentamispalvelu Stara vastasi lumikuormien keräyksestä ja kuljetuksesta. Talvena 2015–2016 ensilumi satoi Helsingissä 3.1.2016 ja talven viimeinen lumisade satoi 17.3.2016 (Ilmatieteenlaitos 2016 ja nefer.xyz 2016). Lumikuormat tutkimusta varten aurattiin 3.2.2016 (Hakaniemen tori), 4.2.2016 (Sörnäisten rantatie) ja 5.2.2016 (Käpylä) ja kuljetettiin Kyläsaaren lumenvastaanottopaikalle 4.–5.2.2016. Ennen lumikuormien keräystä lunta oli satanut 24.–25.1.2016 ja 1.–3.2.2016, mutta johtuen vesisateesta 26.–29.1.2016 oli analysoitavaksi kerätty lumi satanut todennäköisesti pääosin alle viikon (noin 1–4 päivää) ennen keräystä (Ilmatieteenlaitos 2016 ja nefer.xyz 2016, Kuva 5). Keräysalue Käpylässä oli aurattu edellisen kerran 3.2.2016, mutta Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien edelliset aurausajankohdat eivät ole tiedossa.

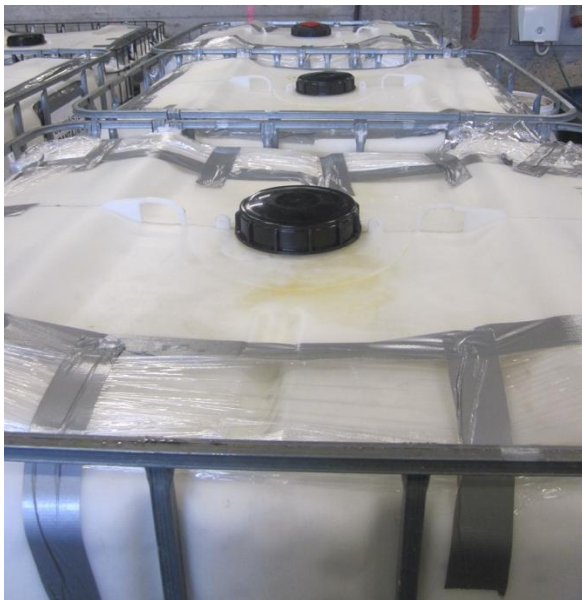


Kuva 4. Hakaniemen torilta (a), Käpylästä (b) ja Sörnäisten rantatieltä (c) roskien tutkimiseksi kerätty lumikuormat Kyläsaaren lumenvastaanotto paikalla, Helsingissä 6.2.2016.



Kuva 5. Lumensyvyys ja vuorokauden sadekertymä Kaisaniemessä (a) ja Kumpulassa (b), Helsingissä 27.1.–12.2.2016 (Ilmatieteenlaitos 2016 ja nefer.xyz 2016).

Kultakin lumen keräysalueelta kerätystä lumikuormasta otettiin 6.2.2016 kolme tilavuudeltaan 1 m<sup>3</sup> olevaa luminäytettä muovisäiliöihin. Lumikuormassa olevaa lunta ei sekoitettu ennen luminäytteiden ottamista. Oletettavasti lumi oli sekoittunut jonkin verran lumen keräyksen, kuormauksen ja kuorman tyhjentämisen aikana. Säiliöt täytettiin kauhakuormaajan avulla, ja lunta tiivistettiin säiliöissä muovipinoitetun metallilapion avulla. Säiliöissä oli tilavuusasteikko, minkä perusteella ne täytettiin 1 m<sup>3</sup>:n tilavuuteen. Lumella täytetyt säiliöt suljettiin irti leikatun kannen, kirkkaan pakkauspolyeteenikelmun ja harmaan ilmastointiteipin avulla mahdollisimman tiiviisti, jotta estettiin luminäytteiden kontaminaatio lumen säilyttämisen ja sulattamisen aikana (Kuva 6).



Kuva 6. Muovikelmun ja ilmastointiteipin avulla suljettuja lumella täytettyjä muovisäiliöitä Kyläsaaren lumenvastaanottoaikan varastohallissa.

Lumisäiliöt säilytettiin Kyläsaaren lumenvastaanottoaikalla lämmittämättömässä varastohallissa, josta ne siirrettiin noin 1–1,5 viikkoa ennen näytteiden suodattamista 13–17 °C:n lämpöiseen katujen kunnossapitoon käytettävien ajoneuvojen pesuhalliin tai varastohalliin. Kaikissa halleissa säiliöt olivat suojattuna vihreällä kestopelteellä.

## 2.2 Sulaveden suodattaminen

Sulaneet luminäytteet suodatettiin lumen sisältämän kiintoaineen keräämiseksi Ky-  
läsaaren lumenvastaanotto paikalla sijaitsevassa pesuhallissa. Suodatuksen aikana  
lumisäiliöt olivat noin metrin korkeudella olevan telineen päällä. Sulavesi johdettiin  
säiliön alaosaan olevan venttiilin kautta läpi suodatuslaitteiston, joka koostui nel-  
jästä silmäkooltaan erikokoisesta metallisesta seulasta sekä planktonhaavikankaas-  
ta (Kuva 7). Metalliseulojen silmäkoot olivat 8 mm, 4 mm, 2 mm ja 1 mm ja haa-  
vikankaan silmäkoko 300 µm.



Kuva 7. Luminäytteiden sulaveden sisältämien roskien keräämiseen käytetty suo-  
datuslaitteisto.

Luminäytteiden käsittelyssä käytettiin Helsingin yliopiston Ympäristötieteiden lai-  
toksella olemassa olevaa metallista Retsch testiseulasarjaa. Kyseisessä seulasarjas-  
sa ei ole silmäkooltaan 5 mm olevaa seulaa, joten tässä tutkimuksessa mikrokokois-  
ten roskien koon yläraja ei ole yleisimmin käytössä oleva 5 mm, vaan 4 mm. Suo-  
datuslaitteistossa suodattimet olivat silmäkoon mukaisessa järjestyksessä suurim-  
masta pienimpään. Suodatuslaitteiston avulla lumen sisältämät roskat jaoteltiin seu-



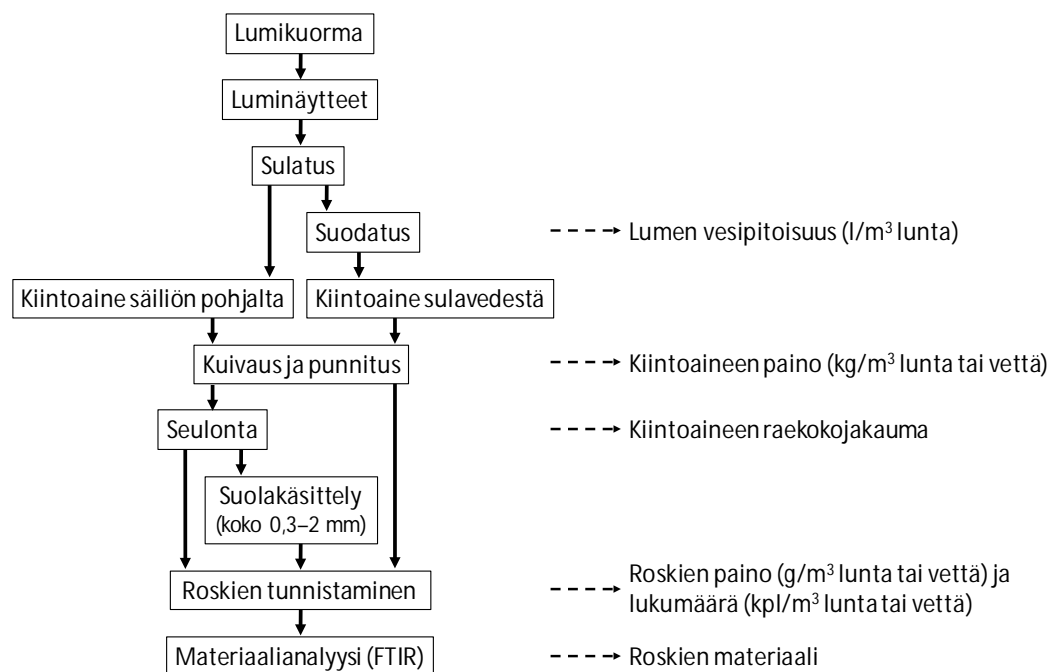
raaviin kokojakeisiin:  $\geq 8$  mm, 4–8 mm, 2–4 mm, 1–2 mm ja 0,3–1 mm. Metalliseulat oli asetettu päällekkäin punaiseen muovisuppiloon, jonka avulla sulavesi ohjattiin kirkkaaseen akryylimuoviputkeen, missä tapahtui kaikkein pienimmän jakkeen suodatus 300  $\mu\text{m}$  haavikankaan läpi. Tätä suodatusputkea on aiemmin käytetty meriveden ja jäteveden sisältämien mikroroskien keräämisessä (Talvitie ym. 2015 ja Magnusson ym. 2016b). Metalliseulojen halkaisija oli 20 cm, akryyliputken 6 cm ja haavikankaan 8 cm.

Luminäytteiden suodatuksessa harkittiin lisäksi silmäkooltaan 100  $\mu\text{m}$  ja 20  $\mu\text{m}$  olevien haavikankaiden käyttämistä, mutta tästä luovuttiin, koska pesuhallin ilman kautta tapahtuvaa näytteiden kontaminaatiota ei voitu estää. Näin ollen pienimmät tässä tutkimuksessa analysoidut kappaleet ovat kooltaan 300  $\mu\text{m}$ .

Sulaveden suodatuksen jälkeen säiliön kansi avattiin, ja säiliön pohjalle jäänyt kiintoaine kerättiin mahdollisimman tarkasti metallilapioiden avulla valkoiseen kannelliseen muoviämpäriin. Kaikkea kiintoainetta ei ollut mahdollista saada säiliöistä lapiolla, joten nämä loput kiintoaineet huuhdeltiin säiliöstä painepesurin avulla säiliön alaosassa olevan venttiilin kautta ämpäriin. Huuhteluun käytettiin noin 50 litraa kylmää vesijohtovettä. Huuhteluvesien sisältämän kiintoaineen annettiin laskeutua kannella suljetuissa ämpäreissä, ja vesi kaadettiin suodatuslaitteiston läpi. Ämpäreiden pohjalle jäänyt kiintoaine kerättiin erikseen metallilusikalla kirkkaisiin muovirasioihin. Lopuksi ämpärit vielä huuhdeltiin kylmällä vesijohtovedellä, ja tämä huuhteluvesi suodatettiin suodatuslaitteistolla.

Kullekin metalliseulalle jäänyt kiintoaine kerättiin metallilusikan ja metallipinsettien avulla puhtaalle kannelliselle muovipetrimaljalle. Silmäkooltaan 300  $\mu\text{m}$  oleva haavikangas kiintoaineineen siirrettiin metallipinsettien avulla puhtaalle kannelliselle petrimaljalle. Haavikangas vaihdettiin suodatuksen aikana, kun kankaalle kertyvä kiintoaine alkoi hidastaa veden suodattumista kankaan läpi. Haavikangas täytyi vaihtaa 3–6 kertaa yhden luminäytteen suodatuksen aikana. Haavikankaat oli etukäteen leikattu sopivan kokoisiksi ja pesty vesijohtovedellä laboratoriossa, ja niitä säilytettiin ennen käyttöä puhtaassa kannellisessa petrimaljassa.

Luminäytteiden sulaveden sisältämän kiintoaineen ja näytesäiliöiden pohjalle jääneen kiintoaineen esikäsittelyvaiheet ja kiintoaineen sisältämien roskien tunnistamisvaiheet erosivat hieman toisistaan (Kuva 8).



Kuva 8. Luminäytteiden käsittelyn ja roskien tunnistamisen vaiheet.

Kunkin luminäytteen sisältämän sulaveden tilavuus mitattiin keräämällä suodatuslaitteiston läpi virtaava vesi valkoisiin 10 litran muovikämpäreihin ja laskemalla täyttyneiden kämpäreiden lukumäärä. Kämpäreihin oli merkitty tilavuusasteikko litran välein, joten sulaveden tilavuus mitattiin yhden litran tarkkuudella.

Vertailunäytteet kerättiin samalla laitteistolla täyttämällä kahteen luminäytteen keräykseen käytettävään muovisäiliöön (Hakaniemen tori 1 ja Käpylä 1) 100 litraa kylmää vesijohtovettä ja suodattamalla tämä vesi suodatuslaitteiston läpi. Nollanäytteiden suodatuksessa metalliseuloille ei jäänyt yhtään kiintoainetta.

Kontaminaation minimoimiseksi kaikki luminäytteiden suodatuksessa käytetyt välineet (suodatuslaitteisto kaikkine osineen, muovikämpärit, metallilapiot ja -lusikat) pestiin huolellisesti vesijohtovedellä ennen kunkin luminäytteen suodatusta ja säilytettiin tarvittaessa esimerkiksi puhtaassa kannellisessa muovikämpäriässä.



### 2.3 Kiintoaineen esikäsittely

Luminäytteiden sulavesistä suodattamalla kerätyt kiintoainenäytteet säilytettiin huoneen lämpötilassa ja luminäytesäiliöiden pohjalta kerätyt kiintoainenäytteet jääkaapissa tai kylmiössä Helsingin yliopiston Ympäristötieteiden laitoksella Lahdessa.

Pro gradu -tutkimuksen alustavassa suunnitelmassa tarkoituksena oli analysoida roskien lisäksi myös luminäytteiden sulaveden ja kiintoaineen kemiallisia ominaisuuksia (metalli-, öljyhiilivety- ja PAH-yhdisteiden pitoisuudet). Kiintoaineen kemiallisia analyysyjä varten otettiin neljän lumisäiliön pohjalta lapiolla kerätyistä kiintoainenäytteistä (Hakaniemen tori 3, Käpylä 1 ja 3 ja Sörnäisten rantatie 3) noin 250–400 g osanäytteet. Nämä osanäytteet seulottiin raekooltaan  $\geq 1$  mm ja  $< 1$  mm oleviin jakeisiin (Kuva 9), joista kooltaan  $< 1$  mm oleva jae pakastettiin kemiallisia analyysyjä varten. Kooltaan  $\geq 1$  mm oleva kiintoaine käsiteltiin samalla tavalla kuin muu lumisäiliöiden pohjalta kerätty kiintoaine. Luminäytteiden sulaveden ja kiintoaineen kemiallisia analyysyjä ei voitu tehdä tämän gradututkimuksen puitteissa.

Luminäytteiden sisältämä kiintoaine suodatettiin tai seulottiin eri raekokoluokkiin, jotta pystyttiin analysoimaan minkä kokoista kiintoainetta ja roskaa luminäytteet sisälsivät. Kiintoaineen kemiallisia analyysyjä varten tehdyn näytteenoton yhteydessä havaittiin, että kiintoaineen märkäseulonta oli melko vaikeaa, minkä vuoksi kiintoaine kuivattiin ennen seulontaa. Kiintoaineen kuivaaminen paransi myös näytteiden säilyvyyttä ja vähensi haju- ja hygieniahaittoja.

Lumisäiliöiden pohjalta kerättyjen kiintoaineiden kuivapainot määritettiin kuivaamalla näytteet uunissa 60 °C:ssa. Lapiolla kerätty kiintoaine kuivattiin ja punnittiin ennen ja jälkeen kuivauksen alumiinifoliolla päällystetyillä muovitarjottimilla vaa’alla Ohaus Ranger (tarkkuus 5 tai 10 g riippuen punnittavasta määrästä). Huuh telemalla kerätty kiintoaine kuivattiin ja punnittiin ennen ja jälkeen kuivauksen alumiinivuoissa vaa’alla Mettler Toledo PB602-S Classic (tarkkuus 0,01 g). Näytteitä kuivattiin kunnes näytteen paino ei muuttunut yön aikana tai muutos oli alle 0,1 g. Näytteestä riippuen kuivausaika oli 1–4 vuorokautta.

Luminäytteiden sulavesistä suodattamalla kerätyt kiintoaineet kuivattiin huoneen lämpötilassa kannellisissa petrimaljoissa. Kuiva kiintoaine siirrettiin petrimaljalta valkoiseen muoviseen punnitusastiaan ja punnittiin vaa'alla A&D Instruments Ltd. HF-1200G (tarkkuus 0,01 g). Kiintoaineen määrä otettiin huomioon tulosten laskennassa, mikäli se oli yli 1 g. Haavikankaille kertyneitä kiintoaineita ei punnittu niiden pienen painon ja näytteiden siirtämisestä mahdollisesti aiheutuvan kontaminaation ja kiintoaineen kadottamisen takia.

Luminäytteen sisältämä kiintoaineen kokonaismäärä oli sulavedestä suodattamalla kerätyn kiintoaineen ja säiliön pohjalta kerätyn kiintoaineen summa. Laskennassa otettiin huomioon kemiallisia analyysejä varten otettu osanäyte. Kiintoaineen kokonaismäärä ilmoitettiin yksiköissä kg/m<sup>3</sup> lunta ja kg/m<sup>3</sup> vettä.

Kaikki kuivatut kiintoainenäytteet seulottiin kuuteen raekokoluokkaan käyttäen värähtelyyn perustuvaa Retsch AS 200 seulonta-analyysilaitetta (Kuva 9). Laitteessa käytettiin silmäkooltaan 8 mm, 4 mm, 2 mm, 1 mm ja 300 µm olevia metalliseuloja. Seulontalaitteeseen asetettiin alimmaiseksi metallinen keräysastia ja sen päälle metalliseulat.



Kuva 9. Luminäytteen sisältämän kiintoaineen seulomiseen käytetty värähtelyyn perustuva Retsch AS 200 seulontalaite.

Kerrallaan seulottiin noin 800–1000 g kuivaa kiintoainetta. Kiintoainetta seulottiin 50 rpm nopeudella noin 20 minuuttia. Kullekin seulalle jääneen kiintoaineen punnitseminen yhdessä etukäteen punnitun seulan kanssa todettiin epätarkaksi ja työllääksi, joten kiintoaine siirrettiin kultakin seulalta ja alimmaisesta keräysastiasta metallilusikan, pinsettien ja muovitarjottimen avulla etukäteen punnittuihin puhtaisiin kannellisiin muoviasioihin tai -ämpäreihin. Koko näytteen seulonnan jälkeen kukin raekokoluokka punnittiin vaa’alla Ohaus Ranger (tarkkuus 5 tai 10 g riippuen punnittavasta määrästä) tai vaa’alla Mettler Toledo PB602-S Classic (tarkkuus 0,01 g) eri kokoluokkien paino-osuuksien määrittämiseksi. Luminäytteen sisältämän kiintoaineen raekokojakauman laskennasta otettiin huomioon myös sulavesistä suodattamalla kerätyt kiintoaineet.

Luminäytesäiliöiden pohjalta kerätty raekooltaan 0,3–2 mm oleva kiintoaine sisälsi runsaasti sepeliä ja hiekkaa. Roskien tunnistamisen nopeuttamiseksi kyseisille raekokoluokille tehtiin käsittely kylläisellä suolaliuksella, jota käytetään yleisesti

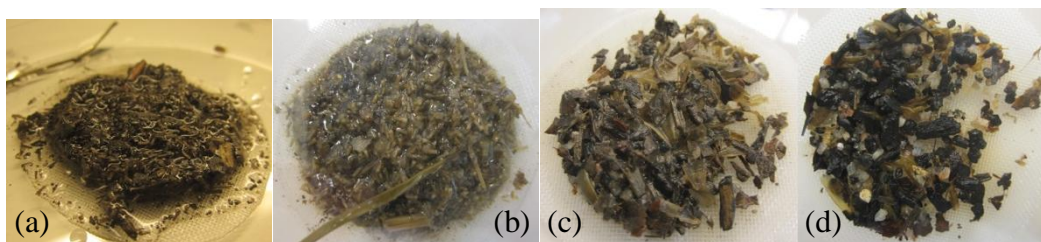
mikromuovien erottamiseksi sedimenttinäytteistä (Hidalgo-Ruz ym. 2012). Tämä käsittely perustuu tiheyseroihin muovien ja hiekan sekä sedimentin välillä.

Raakamuovien tiheydet vaihtelevat muovilaadusta riippuen välillä 0,8–1,4 g/cm<sup>3</sup> (Andrady 2011 ja Hidalgo-Ruz ym. 2012). Lopullisen muovituotteen tiheyteen vaikuttaa käytetyn raakamuovin lisäksi mahdollisesti käytetyt lisäaineet. Hiekan ja muiden sedimenttien tyypillinen tiheys on 2,65 g/cm<sup>3</sup> (Hidalgo-Ruz ym. 2012). Mikromuovien erottamiseen hiekasta voidaan käyttää tiheydeltään muovien tiheyttä korkeampaa ja hiekan tiheyttä matalampaa liuosta. Näyte sekoitetaan liuokseen ja annetaan raskaamman hiekan laskeutua liuoksen pohjalle. Muovihiukkaset nousevat liuoksen pinnalle tai jäävät kellumaan liuokseen, jolloin poistamalla varovasti hiekan yläpuolella oleva liuos saadaan mikromuovit eroteltua hiekasta. Kylläinen NaCl-liuos (tiheys 1,2 g/cm<sup>3</sup>) on useimmin käytetty liuos tiheyseroihin perustuvasa mikromuovien erottelussa (Hidalgo-Ruz ym. 2012). Tiheyseroihin perustuva käsittely erottelee hiekasta myös mahdollisia muita valittua suolaliuosta kevyempiä partikkeleita (esimerkiksi orgaaninen aines, paperi ja bitumi (Kerabit 2011)).

Sovellettua NaCl-käsittelyä (Näkki 2016) käytettiin edellä mainittuihin runsaasti sepeliä ja hiekkaa sisältäviin 0,3–2 mm kokoluokan näytteisiin. Kylläisen suolaliuoksen valmistamiseen käytettiin hienoa ja karkeaa merisuolaa. Punnittu suola (357 g/l) sekoitettiin hyvin tislattuun veteen lasisessa mittapullossa, ja suolan annettiin liueta veteen huoneenlämpötilassa vähintään yön yli. Koska merisuolassa voi olla huomattavia pitoisuuksia mikromuoveja (Yang ym. 2015), valmis liuos suodatettiin silmäkooltaan 48 µm olevan haavikankaan läpi, suolaliuoksen mahdollisesti sisältämien (kooltaan ≥48 µm olevien) mikromuovien poistamiseksi. Suodatettu suolaliuos säilytettiin suljetussa lasipullossa ennen käyttöä.

Suolakäsittelyä kokeiltiin ensin 100–200 g näyte-erille (raekoko 0,3–2 mm). Koe-käsittelyissä havaittiin, että suolakäsittelyllä erottui mahdollisten mikromuovien lisäksi runsaasti orgaanista ainetta (esimerkiksi heinien, lehtien ja puun palasia). Sedimenttinäytteiden sisältämän orgaanisen aineen hajottamiseen on käytetty esimerkiksi vetyperoksidia (Imhof ym. 2012). Näytteiden mikroskopoinnin helpottamiseksi orgaanisen aineen hajottamista kokeiltiin 6–17 % vetyperoksidilla ja natriumhydroksidipohjaisella viemärinavausaineella (NaOH-pitoisuus 12 %). Käsittelyt

tehtiin huoneenlämpötilassa kannellisessa lasiastiassa, ja niiden kesto oli 1–3 vuorokautta. Kemiallinen käsittely vaikutti lähinnä orgaanisen aineen väriin, mutta ei sen määrään (Kuva 10). Kiintoainenäytteiden sisältämän orgaanisen aineen aiheuttamaa ongelmaa päätettiin pienentää pienentämällä suolakäsittelyyn otetun kiintoaineen määrää.



Kuva 10. Kylläisen NaCl-liuoksen avulla eroteltu kiintoaine ennen (a) ja jälkeen (b) 6 %  $\text{H}_2\text{O}_2$ -käsittelyn ja ennen (c) ja jälkeen (d) 12 % NaOH-käsittelyn. Käsitellyn kiintoaineen raekoko 0,3–2 mm (a ja b) ja 1–2 mm (c ja d).

Luminäytesäiliöiden pohjalta kerätyn kiintoaineen raekokoluokan 1–2 mm kustakin näytteestä otettiin yksi 50 g osanäyte ja raekokoluokan 0,3–1 mm näytteistä Hakaniemen tori 2, Käpylä 2 ja Sörnäisten rantatie 2 yksi 25 g osanäyte (Taulukko 5). Kiintoainenäytteet olivat kuivia ennen suolakäsittelyä, joten kiintoaineen sisältämän veden aiheuttamaa suolaliuoksen laimentumista ei ollut tarpeen ottaa huomioon. Kylläistä suolaliuosta lisättiin kunnes näytteen kokonaistilavuus dekantterilassissa oli yksi litra. Näytettä sekoitettiin huolellisesti yhden minuutin ajan, ja hiekan annettiin laskeutua 20 minuuttia. Supernatantti kaadettiin varovasti suolakäsittelyastiasta 300  $\mu\text{m}$ :n haavikankaalla varustettuun metalliseen suodatinlaitteistoon. Haavikankaalle jäänyttä kiintoainetta huuhdeltiin tislattulla vedellä, minkä jälkeen haavikangas kiintoaineineen siirrettiin metallipinsettien avulla puhtaalle kannelliselle muovipetrimaljalle. Käsittely kylläisellä NaCl-liuoksella toistettiin kolme kertaa peräkkäin kullekin kiintoainenäytteelle.

Luminäytteiden sisältämän kiintoaineen kaikkia raekokoluokkia ei ollut mahdollista käydä kokonaisuudessaan läpi roskien tunnistamiseksi johtuen kiintoaineen suuresta määrästä ja läpikäymisen hitaudesta, joten osasta raekokoluokista otettiin osanäyte kiintoaineen sisältämien roskien tunnistamista varten (Taulukko 5).

Taulukko 5. Luminäytteiden sisältämän kiintoaineen visuaaliseen analysointiin valittujen kiintoainenäytteiden osuudet koko raekokoluokasta.

Kiintoaineen raekokoluokka	Kiintoaineen osuus, josta roskat tunnistettu visuaalisesti, p-%								
	Hakaniemen tori			Käpylä			Sörnäisten rantatie		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
≥8 mm	100	100	100	100	100	100	100	100	100
4–8 mm	100	100	100	22	20	21	100	100	100
2–4 mm	100	100	100	12	16	12	100	100	32
1–2 mm	13	12	15	1	1	1	17	15	7
0,3–1 mm	-	17	-	-	1	-	-	19	-

Kontaminaation minimoimiseksi kaikki luminäytteiden sisältämän kiintoaineen kuivauksessa, seulonnassa ja suolakäsittelyssä käytetyt välineet (muovitarjottimet, -ämpärit- ja -astiat, alumiinivuoat, lasiastiat, seulontalaitteen osat, suodatuslaitteisto, ja metallilusikat) pestiin huolellisesti vesijohtovedellä ja kuivattiin ennen kunkin kiintoainenäytteen kuivausta, seulontaa tai suolakäsittelyä. Suolakäsittelyn aikana kaikki astiat suojattiin alumiinifoliolla.

## 2.4 Lumen sisältämien roskien tunnistaminen

Luminäytteiden sisältämät kiintoainepartikkelit jaoteltiin niiden morfologian perusteella synteettisiksi roskiksi, paperiroskiksi, kasvin kappaleiksi ja sepeliksi. Mikromuoveja jaotellaan ryhmiin esimerkiksi muodon, värin, lähteen ja kuluneisuuden suhteen (Bouwmeester ym. 2015). Luminäytteiden sisältämien partikkelien tunnistuksessa hyväksikäytettyjä ominaisuuksia olivat mm. partikkelien koko, muoto, väri, kiilto ja mekaaniset ominaisuudet (kovuus, elastisuus, tarttuvuus, hajoavuus). Pienet roskat (koko noin alle 5 mm) luokiteltiin muodon perusteella Euroopan komission (European Commission 2013) mikromuoveille ehdottaman jaotelun pohjalta fragmentteihin, pelletteihin ja kalvoihin.

Luminäytesäiliöiden pohjalta kerätyn kiintoaineen sisältämät roskat tunnistettiin paljain silmin raekokoluokista yli 8 mm ja 4–8 mm ja suurennuslasilampun (suu-

rennus +3d, 1,75x) avulla raekokoluokasta 2–4 mm. Kiintoainetta annosteltiin metallilusikalla isolle muoviselle petrimaljalle (halkaisija 14 cm), ja kiintoainepartikkelit tunnistettiin käymällä ne yksitellen läpi. Kunkin raekokoluokan eri kiintoainejakeet jaoteltiin etukäteen punnittuihin puhtaisiin muoviastioihin tai -pusseihin, ja punnittiin vaa’alla Mettler Toledo PB602-L ja PB602-S Classic (tarkkuus 0,01 g) tai vaa’alla Mettler Toledo XS204 Excellence (tarkkuus 0,0001 g) kunkin jakeen kokonaispainon ja paino-osuuden määrittämiseksi. Luminäytteiden sisältämien kooltaan yli 2 mm olevien roskien kokonaispaino määritettiin säiliöiden pohjalta kerättyistä kiintoainejakeista ottamalla huomioon mahdollisten osanäytteiden osuudet koko näytteistä. Synteettisten ja paperiroskien painot ilmoitettiin yksiköissä g/m<sup>3</sup> lunta ja g/m<sup>3</sup> vettä.

Raekooltaan 1–2 mm ja 0,3–1 mm olevan kiintoaineen suolakäsittelyillä erotellut roskat ja luminäytteiden sulavedestä ja lumisäiliöiden huuhteluvedestä suodattamalla kerättyjen kiintoaineiden sisältämät roskat tunnistettiin Leica S4E stereomikroskoopin (30-kertainen suurennus) avulla mikroskopoimalla näytteet petrimaljoilla. Mikäli suodattamalla kerätty raekooltaan yli 2 mm olevat kiintoainenäytteet sisälsivät runsaasti roskia, siirrettiin roskat toisille puhtaille kannellisille muovipetrimaljoille jatkoanalyysiä varten.

Luminäytteiden sisältämän kiintoaineen kunkin raekokoluokan kaikki roskapartikkelit kirjattiin tunnistettavasti ylös, ja niiden lukumäärät laskettiin. Kooltaan 0,3–1 mm olevien roskien lukumäärän laskennassa otettiin huomioon mahdollisen osanäytteen osuus koko näytteestä. Roskien lukumäärä ilmoitettiin yksiköissä kpl/m<sup>3</sup> lunta ja kpl/m<sup>3</sup> vettä.

Kontaminaation minimoimiseksi kaikki luminäytteiden sisältämien roskien visuaalisessa tunnistamisessa käytetyt välineet (muoviastiat ja metallilusikat) pestiin huolellisesti vesijohtovedellä ja kuivattiin ennen roskien tunnistamista.

## 2.5 Materiaalianalyysi FTIR-spektrometrilla

Mikromuovien visuaalisen tunnistamisen tulos riippuu Löderin ja Gerdsin (2015) mukaan tunnistamisen suorittajasta, käytetyn mikroskoopin laadusta ja suurennuksesta sekä näytteen koostumuksesta. Jopa 20–98,6 % visuaalisesti tunnistetuista partikkeleista on virheellisesti määritelty mikromuoveiksi (Hidalgo-Ruz ym. 2012, Eriksen ym. 2013 ja Löder ja Gerds 2015). Hidalgo-Ruz ym. (2012) suosittelevat visuaalisesti tunnistettujen partikkelien materiaalin varmistamiseen spektroskopisia menetelmiä.

Luminäytteiden sisältämien yleisimpien ja erikoisimpien roskapartikkelien materiaali analysoitiin Brukerin ALPHA Fourier-muunnos infrapunaspektrometrillä (Fourier transform infrared, FTIR), joka oli varustettu vaimennettuun kokonaisuuteen perustuvalla lisäosalla (attenuated total reflectance, ATR) Lahden ammattikorkeakoulussa (Kuva 11). Laitteessa roskanäyte puristettiin ATR-timanttiki-dettä vasten.



Kuva 11. Luminäytteiden sisältämien roskien materiaalin analysoimiseen käytetty Brukerin ALPHA FTIR-spektrometri, joka oli varustettu ATR-lisäosalla.

Luminäytteiden sisältämistä roskista valittiin analysoitavaksi raekooltaan vähintään 1 mm olevia roskia. Tätä pienempiä roskia ei pystytty mittaamaan luotettavasti käytettävissä olleella laitteella. Kooltaan alle 1 mm olevien partikkelien materiaalin analysoiminen onnistuisi esimerkiksi FTIR-mikroskoopilla. Analysoitavaksi valittiin noin 20–40 roskaa kustakin luminäytteestä (yhteensä 236 roskaa). Roskat puhdistettiin tarvittaessa vesijohtovedellä ja kuivattiin hyvin ennen analysointia. FTIR-



laitteen ATR-kide ja näytteen puristin puhdistettiin etanolilla kostutetulla paperilla mittausten välissä.

Ennen jokaisen roskanäytteen IR-spektrin mittaamista mitattiin taustan IR-spektri mm. hiilidioksidin ja vesihöyryn piikkien poistamiseksi spektristä. Taustan spektri vähennettiin automaattisesti roskanäytteen spektristä. Spektri määritettiin laske-  
malla pyyhkäisyjen aritmeettinen keskiarvo, ja ilmoitettiin absorbanssina. Aluksi roskanäytteen pyyhkäisyjen lukumäärä oli 1 ja taustan 16. Spektrien kohinan vähentämiseksi roskanäytteen ja tausta pyyhkäisyjen lukumäärät nostettiin 24:än. Aluksi pyyhkäisyjen aallonpituusalue oli  $4000\text{--}800\text{ cm}^{-1}$ , ja sitten aallonpituusalueeksi laajennettiin  $4000\text{--}400\text{ cm}^{-1}$ . Spektrin resoluutio oli  $4\text{ cm}^{-1}$ .

Mittaukset käsiteltiin Brukerin OPUS 6.5 ohjelmalla (OPTical User Software). Roskanäytteen materiaali pyrittiin tunnistamaan vertaamalla näytteen spektriä OPUS-ohjelman valmiisiin spektrikirjastoihin ohjelman Spectrum search toiminnolla. OPUS-ohjelmassa spektrihaun tulokset ilmoitetaan hit quality lukuna, joka saa lukuarvoja välillä 0–1000. Roskanäytteiden spektrihaun tulokset, joiden hit quality oli yli 700 hyväksyttiin luotettavina. Tulokset, joiden hit quality oli 500–699 tarkasteltiin tarkemmin. Tulokset, joiden hit quality oli alle 500 hylättiin epäluotettavina. Roskanäytteen IR-spektrin määrittäminen toistettiin tarvittaessa luotettavamman spektrihaun tuloksen saamiseksi.

Roskien materiaalianalyysitulosten perusteella laskettiin eri muovilaatujen osuudet kunkin kaupunkialueen luminäytteiden sisältämisestä muoviroskista. Laskennassa oletettiin kaikkien morfologialtaan samanlaisten muoviroskien olevan samaa materiaalia kuin kyseisestä muoviroskaryhmästä materiaalianalyysiin valitut roskat.

## **2.6 Aineiston tilastollinen testaaminen**

Luminäytteiden kiintoaine- ja roska-aineistoa testattiin tilastollisesti, vaikka luminäytteitä analysoitiin vain kolmelta alueelta Helsingissä ja vain kolme luminäytettä kultakin alueelta. Aineiston pienuudesta johtuen tulee tilastoanalyysin tuloksiin suhtautua hieman varauksella. Luminäytteiden sisältämän kiintoaineen painoa ja

roskien lukumäärää vertailtiin eri alueilta kerätyissä luminäytteissä. Hiekoitussepe-  
liä ja kasvien kappaleita ei luokiteltu roskiksi. Luminäytteiden roskat olivat jaotel-  
tuna painon ja lukumäärän osalta synteettisiin ja paperiroskiin. Lukumäärän osalta  
roskat olivat jaoteltuna myös tarkemmin muovi-, kumi-, paperi-, asfalttipäällyste-  
ja tiemaaliroskiin ja tupakantumppeihin (vain raekoko yli 4 mm) sekä pieniin ja  
isoihin roskiin (raekoko 1–4 mm ja yli 4 mm vastaavasti).

Aineiston normaalisuutta testattiin Shapiro-Wilk testillä ja varianssien yhtäsuuruut-  
ta Levenen testillä. Normaalijakautuneen ja varianssien osalta homogeeninen ai-  
neisto testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä (One-way ANOVA), jossa lu-  
minäytteiden sisältämän kiintoaineen painoa ja roskien painoa ja lukumäärää pyrit-  
tiin selittämään näytteenottoalueella. Tukeyn testillä selvitettiin, minkä alueiden vä-  
lillä varianssianalyysin antamat merkitsevät erot olivat. Sen aineiston osalta, jolle  
varianssianalyysin oletukset eivät täyttyneet, käytettiin testaamiseen ei-parametris-  
ta Kruskal-Wallis -testiä. Mann-Whitney -testin avulla selvitettiin, minkä alueiden  
välillä Kruskal-Wallis -testin antamat merkitsevät erot olivat.

Ei-parametrisella Multi-Response Permutation Procedures -menetelmällä (MRPP)  
pyrittiin selvittämään eroavatko kaupunkialueet niiltä kerättyjen luminäytteiden si-  
sältämien roskien tyypin ja lukumäärän (ns. roskaprofiilin) perusteella. MRPP-me-  
netelmää voidaan käyttää etukäteen määrättyjen ryhmien välisten erojen testaami-  
seen (Berry ym. 1983). Analyyseissä käytettiin Euclidean etäisyysmittaa ja kunkin  
ryhmän sisäisen keskiarvoetäisyyden painotukseen luonnollista painotusta  $C_i =$   
 $n_i/N$ , missä  $n_i$  on testattavan ryhmän jäsenten lukumäärä ja  $N$  kaikkien jäsenten  
lukumäärä (Berry ym. 1983). MRPP-testin tuloksena saatiin p-arvon lisäksi kunkin  
alueen luminäytteiden sisäistä samankaltaisuutta kuvaava suure  $A$  (McCune ja  
Grace 2002), joka saa arvoja välillä -1 ja 1.  $A$ :n ollessa 1 näytteet ryhmän sisällä  
ovat roskaprofiililtaan täysin samanlaisia,  $A$ :n ollessa 0 on ryhmän sisäinen vaihtelu  
satunnaista ja vastaa odotusarvoa, ja, jos  $A < 0$ , on ryhmän sisällä vähemmän yh-  
denmukaisuutta kuin mitä odotusarvo antaa olettaa (McCune ja Grace 2002).

Varianssianalyysi ja Kruskal-Wallis -testi tehtiin IBM SPSS Statistics -ohjelmalla  
(versiot 23 ja 24) ja MRPP-analyysi PC-Ord -ohjelmalla (versio 6.0).

### 3 Tulokset

#### 3.1 Lumen sisältämän kiintoaineen paino ja kokojakauma

Hakaniemen torilta ja Sörnäisten rantatieltä kerättyjen luminäytteiden vesipitoisuudet olivat samalla tasolla keskenään ja selvästi matalampia kuin Käpylästä Kuller-vonkadulta kerättyjen luminäytteiden vesipitoisuudet (Taulukko 6). Luminäytteiden sulattamiseen käytetyt säiliöt täytettiin lumella mahdollisimman tarkasti  $1 \text{ m}^3$ :n tilavuuteen. Lumen tilavuudet eri säiliöissä saattoivat kuitenkin hieman poiketa toisistaan johtuen eroista säiliöiden täyttötarkkuudessa ja lumen pakkautuneisuudessa.

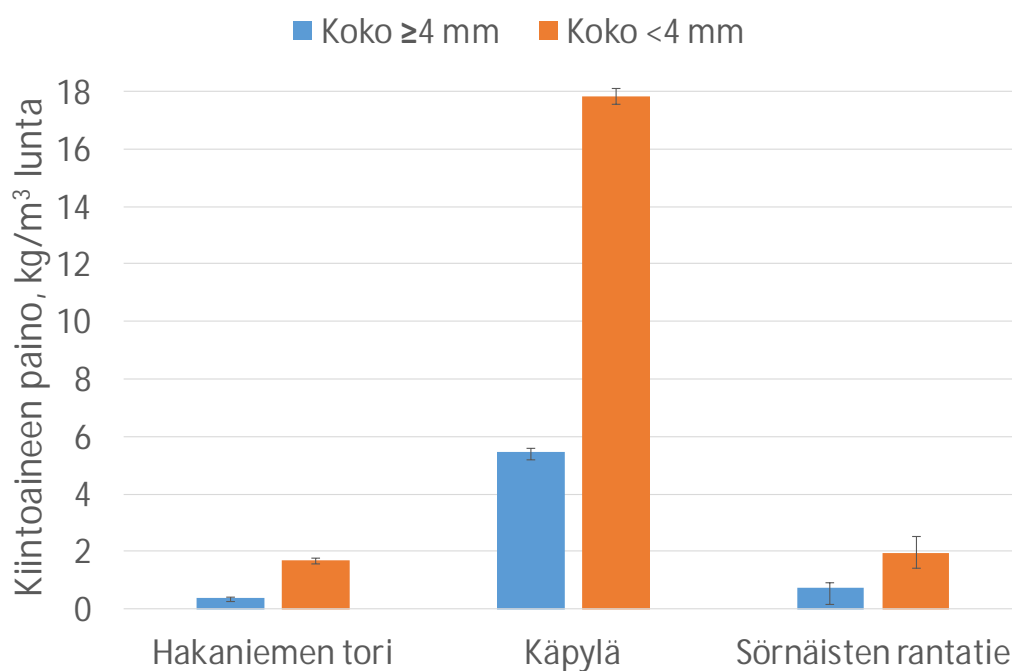
Käpylän luminäytteissä kiintoaineen paino oli vähintään viisinkertainen muiden kaupunkialueiden näytteisiin verrattuna lumitilavuuteen suhteutettuna ja vähintään kolminkertainen sulaveden tilavuuteen suhteutettuna (Taulukko 6 ja Kuva 12), mutta erot eri alueiden näytteiden kiintoaineen painossa eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (Kruskal-Wallis,  $p=0,066$  ja  $p=0,051$  vastaavasti). Kiintoaineen painot Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteissä olivat samalla tasolla.

Kunkin näytteenottoalueen lumikuormista otetut rinnakkaiset luminäytteet erosivat toisistaan vesitilavuuden osalta enimmillään  $70\text{--}80 \text{ l/m}^3$  lunta ja kiintoaineen painon osalta enimmillään  $1\text{--}2 \text{ kg/m}^3$  lunta ja  $5\text{--}6 \text{ kg/m}^3$  vettä. Kiintoaineen paino yhdessä Sörnäisten rantatien lumikuormasta otetussa näytteessä oli jopa kaksinkertainen verrattuna kahteen muuhun kyseisen lumikuorman näytteeseen.

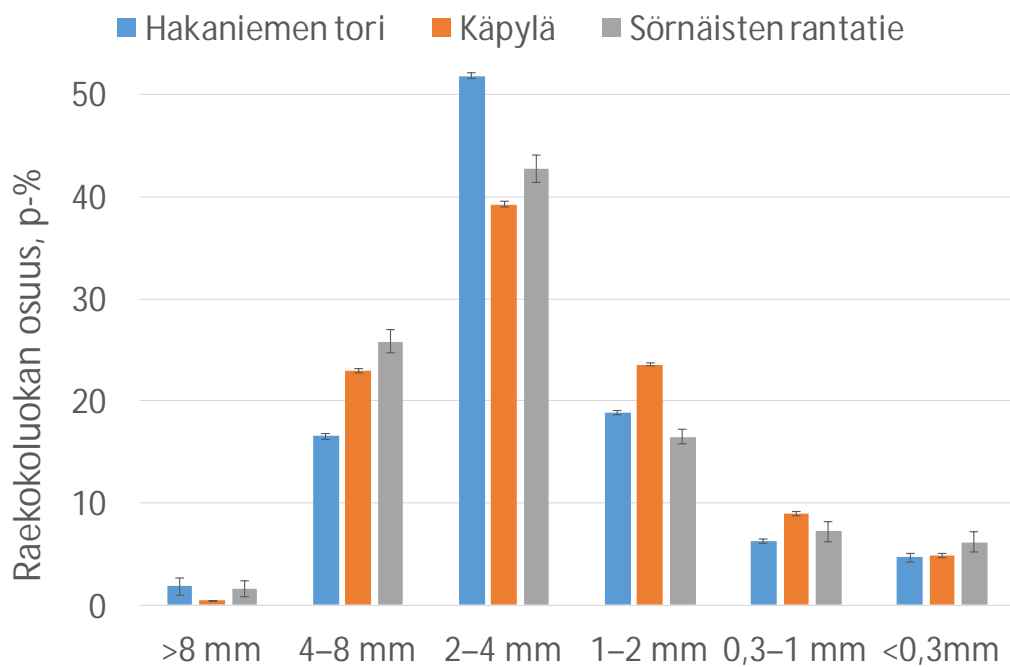
Taulukko 6. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden vesipitoisuus ja näytteiden sisältämän kiintoaineen paino.

	Hakaniemen tori			Käpylä			Sörnäisten rantatie		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Lumen vesipitoisuus, $\text{l/m}^3$ lunta	389	390	314	569	563	645	325	300	372
Kiintoaineen paino, $\text{kg/m}^3$ lunta	2,0	2,2	1,9	22,5	23,5	23,8	1,7	2,2	4,1
Kiintoaineen paino, $\text{kg/m}^3$ vettä	5,2	5,8	5,9	39,5	41,7	37,0	5,3	7,3	11,1

Suurin osa kaikkien luminäytteiden sisältämästä kiintoaineesta oli kooltaan alle 4 mm (Kuvat 12 ja 13). Kiintoaineesta noin 40–50 p-% oli kooltaan 2–4 mm, noin 15–25 p-% kooltaan 1–2 mm ja noin 5–10 p-% kooltaan 0,3–1 mm. Hakaniemen torin näytteiden sisältämä kiintoaine oli raekooltaan keskimäärin hieman pienempää kuin Käpylän ja Sörnäisten rantatien näytteiden sisältämä kiintoaine.



Kuva 12. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämän kooltaan yli 4 mm ja alle 4 mm olevan kiintoaineen paino (keskiarvo $\pm$ keskivirhe, n=3).



Kuva 13. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämän kiintoaineen raekokojakauma (keskiarvo $\pm$ keskivirhe, n=3).

Raekooltaan alle 0,3 mm olevan kiintoaineen osuus oli noin 5 p-% kultakin alueelta kerätyissä luminäytteissä, mutta sulaveden suodatuksessa 0,3 mm:n suodatinkankaan läpäissyttä kiintoainetta ei kerätty talteen ja ei siten ole huomioituna kiintoaineanalyysissä. Huomioimatta jääneen kiintoaineen määrä oli todennäköisesti kuitenkin merkityksettömän pieni.

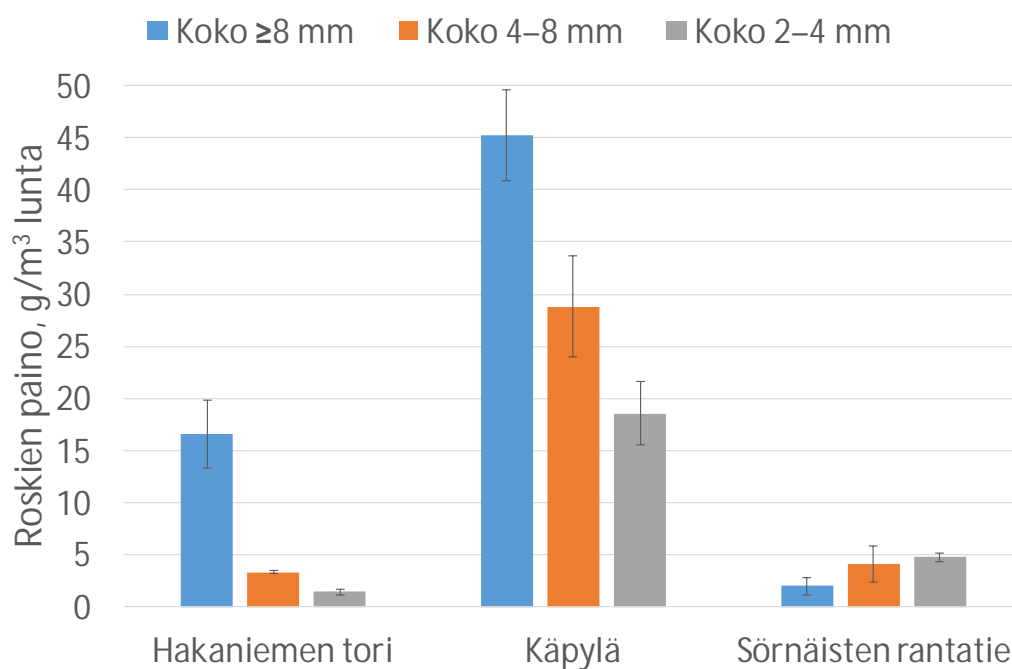
### 3.2 Lumen sisältämän roskan paino ja kokojakauma

Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämästä kooltaan yli 2 mm olevasta kiintoaineesta 98–99 p-% oli hiekoitussepeä ja hiekkaa, 0,5–2,1 p-% roskia ja 0,03–0,3 p-% kasvin kappaleita (Liite 2). Hakaniemen torilta kerätyissä luminäytteissä roskien osuus kiintoaineesta oli hieman suurempi kuin muilta alueilta kerätyissä luminäytteissä. Luminäytteiden sisältämät kasvien kappaleet olivat esimerkiksi lehtien, oksien ja kuoren kappaleita, korsiä ja siemeniä. Lisäksi Hakaniemen torilta kerätyissä näytteissä oli multaa ja Käpylästä kerätyissä näytteissä ha-

vunneulasia ja puun varren kappaleita. Kasvin kappaleiden paino Käpylän luminäytteissä oli selvästi suurempi kuin Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteissä (Liite 2).

Roskien kokonaispaino oli selvästi suurin Käpylän luminäytteissä (Kuva 14 ja Taulukot 7 ja 8). Lumitilavuuteen suhteutettu roskien paino oli Käpylän luminäytteissä vähintään kuusinkertainen Sörnäisten rantatien näytteisiin ja vähintään kolminkertainen Hakaniemen torin näytteisiin verrattuna. Sulaveden tilavuuteen suhteutettuna erot olivat hieman pienempiä, mutta kuitenkin tilastollisesti merkittäviä. Myös Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteiden roskien painossa oli tilastollisesti merkittävä ero.

Hakaniemen torilta kerättyjen luminäytteiden sisältämät roskat olivat kooltaan keskimäärin suurempia kuin Käpylästä ja varsinkin Sörnäisten rantatieltä kerättyjen näytteiden sisältämät roskat (Kuva 14). Vaikka luminäytteiden sisältämästä kiintoaineesta 40–50 p-% oli raekooltaan 2–4 mm, oli Hakaniemen torin ja Käpylän luminäytteiden sisältämistä roskista vain pieni osa kooltaan 2–4 mm. Sörnäisten rantatien luminäytteiden sisältämistä roskista selvästi suurempi osuus oli kooltaan 2–4 mm, ja roskien kokojakauma vastasi enemmän koko kiintoaineen raekokojakaumaa.



Kuva 14. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämän kooltaan yli 8 mm, 4–8 mm ja 2–4 mm olevien roskien painot (keskiarvo $\pm$ keskivirhe, n=3).

Taulukko 7. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien kooltaan yli 2 mm olevien synteettisten ja paperiroskien painot lumen tilavuuteen suhteutettuna ja kaikkien roskien kokonaispaino sulaveden tilavuuteen suhteutettuna.

Roskien paino, g/m <sup>3</sup> lunta	Hakaniemen tori			Käpylä			Sörnäisten rantatie		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Synteettiset	15,6	15,4	17,2	72,6	84,5	100,6	9,8	8,1	13,6
Paperi	1,7	4,0	10,0	11,3	3,2	5,6	0,3	0,4	0,3
Kaikki roskat	17,2	19,5	27,2	83,9	87,7	106,3	10,1	8,5	13,9
Kaikki roskat, g/m <sup>3</sup> vettä	44,3	50,0	86,7	147,4	155,7	164,8	31,0	28,4	37,3

Taulukko 8. Luminäytteiden keräysalueen vaikutus luminäytteiden sisältämien erikokoisten synteettisten ja paperiroskien painoihin (g/m<sup>3</sup> lunta tai vettä) (n=3). Tilastollisesti merkitsevät erot (p < 0,05) on lihavoitu.

Roskien paino, g/m <sup>3</sup> lunta	df	F	p	Alueiden vertailu: p		
				Hakaniemi ja Käpylä	Hakaniemi ja Sörnäinen	Käpylä ja Sörnäinen
Synteettiset <sup>2</sup>	2		<b>0,027</b>	<b>0,0495</b>	<b>0,0495</b>	<b>0,0495</b>
Paperi <sup>1</sup>	2	2,787	0,139			
Kaikki roskat <sup>2</sup>	2		<b>0,027</b>	<b>0,0495</b>	<b>0,0495</b>	<b>0,0495</b>
Kaikki roskat <sup>2</sup> , g/m <sup>3</sup> vettä	2		<b>0,027</b>	<b>0,0495</b>	<b>0,0495</b>	<b>0,0495</b>

<sup>1</sup> Testattu yksisuuntaisella varianssianalyysillä

<sup>2</sup> Testattu ei-parametrilla Kruskal-Wallis -testillä ja Mann-Whitney -testillä

Suurin osa luminäytteiden sisältämästä roskasta oli synteettistä roskaa, mutta paperiroskien osuus vaihteli välillä 2–37 p-% eri luminäytteissä (Taulukko 7). Hakaniemen torilta ja Käpylästä kerätyt luminäytteet sisälsivät yhtä paljon paperiroskia, vaikkakin paperiroskien paino vaihteli paljon rinnakkaisissa näytteissä. Sörnäisten rantatieltä kerätyt luminäytteet sisälsivät vähintään 70 % vähemmän paperiroskia kuin muiden alueiden näytteet, mutta tämä ero ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä (Taulukko 8).

Luminäytteiden sisältämien roskien painossa ei ole huomaituna säiliöiden pohjalta kerättyjä kooltaan alle 2 mm olevia roskia eikä sulavedestä suodatettuja roskia. Huomioimatta jääneiden roskien paino ei kuitenkaan todennäköisesti vaikuttaisi kaupunkialueiden välisiin eroihin.

### 3.3 Lumen sisältämien roskien lukumäärä

Käpylästä kerätyt luminäytteet sisälsivät lukumäärältään enemmän kooltaan yli 1 mm olevia roskia lumetilavuuteen suhteutettuna kuin Sörnäisten rantatieltä ja varsinkin Hakaniemen torilta kerätyt luminäytteet (Taulukot 9 ja 10). Sörnäisten ran-



tatien luminäytteet sisälsivät lukumäärältään vähintään kaksi kertaa niin paljon ros-  
kia kuin Hakaniemen torin luminäytteet, mutta tämä ero ei kuitenkaan ollut tilas-  
tollisesti merkittävä. Sulaveden tilavuuteen suhteutetuissa roskien lukumäärissä ei  
ollut tilastollisesti merkittäviä eroja alueiden välillä, vaikka roskien lukumäärä Ha-  
kaniemen torin luminäytteissä oli vähintään 60 % pienempi kuin Sörnäisten ran-  
tatien näytteissä ja vähintään 80 % pienempi kuin Käpylän näytteissä (Taulukko  
10).

Käpylästä ja Sörnäisten rantatieltä kerätyissä luminäytteissä oli paperiroskia alle 10  
% kooltaan yli 1 mm olevien roskien lukumäärästä (Taulukko 9). Hakaniemen to-  
rilta kerätyissä luminäytteissä paperiroskien osuus roskien lukumäärästä oli noin  
20–40 %. Eri alueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien paperiroskien lukumää-  
rässä ei ollut tilastollisesti merkittävää eroa (Taulukko 10).

Taulukko 9. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien kooltaan yli  
1 mm olevien synteettisten ja paperiroskien lukumäärät lumen tilavuuteen suhteu-  
tettuna ja kaikkien roskien kokonaislukumäärä sulaveden tilavuuteen suhteutettuna.

Roskien lukumäärä, kpl/m <sup>3</sup> lunta	Hakaniemen tori			Käpylä			Sörnäisten rantatie		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Synteettiset	810	541	673	7511	9896	12427	2294	2121	6972
Paperi	186	384	195	633	447	948	131	200	238
Kaikki roskat	997	924	868	8144	10343	13376	2425	2321	7210
Kaikki roskat, kpl/m <sup>3</sup> vettä	2562	2370	2763	14313	18372	20738	7461	7738	19383

Taulukko 10. Luminäytteiden keräysalueen vaikutus luminäytteiden sisältämien synteettisten ja paperiroskien lukumääriin (kpl/m<sup>3</sup> lunta tai vettä) (n=3). Tilastollisesti merkitsevät erot (p < 0,05) on lihavoitu.

Roskien lukumäärä, kpl/m <sup>3</sup> lunta	df	F	p	Alueiden vertailu: p		
				Hakaniemi ja Käpylä	Hakaniemi ja Sörnäinen	Käpylä ja Sörnäinen
Synteettiset <sup>1</sup>	2	14,684	<b>0,005</b>	<b>0,004</b>	0,250	<b>0,029</b>
Paperi <sup>2</sup>	2		0,066			
Kaikki roskat <sup>1</sup>	2	15,022	<b>0,005</b>	<b>0,004</b>	0,283	<b>0,024</b>
Kaikki roskat (kpl/m <sup>3</sup> vettä) <sup>2</sup>	2		0,051			

<sup>1</sup> Testattu yksisuuntaisella varianssianalyysillä ja Tukeyn testillä

<sup>2</sup> Testattu ei-parametrilla Kruskal-Wallis -testillä

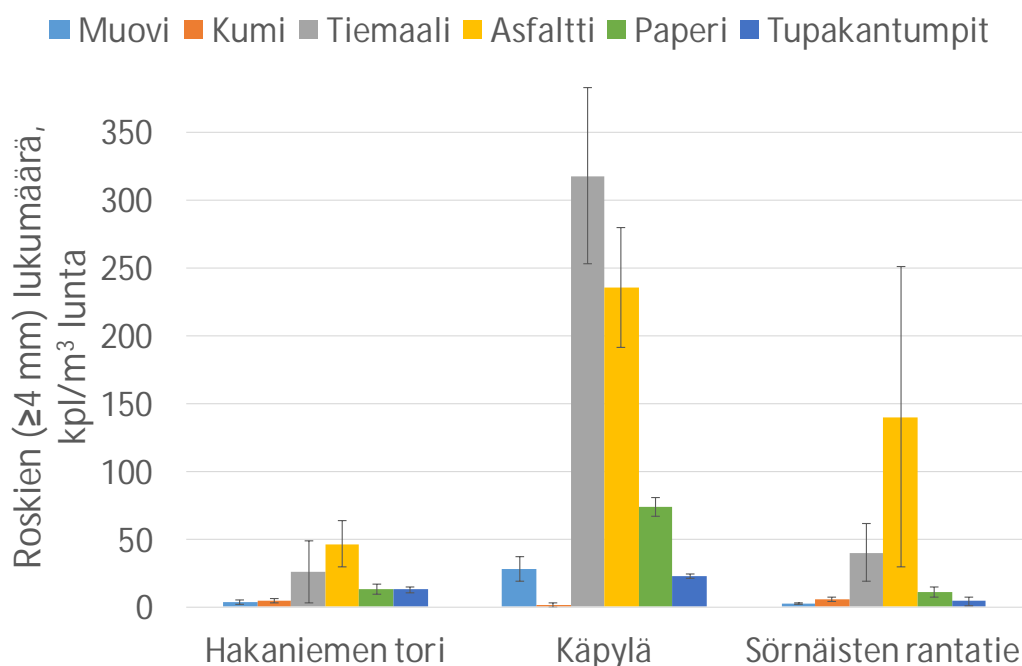
Kooltaan 0,3–1 mm olevat roskat analysoitiin yhdestä luminäytteestä kultakin kaupunkialueelta. Kaikki analysoidut luminäytteet sisälsivät lukumäärältään enemmän kooltaan 0,3–1 mm olevia synteettisiä roskia ja vähemmän kooltaan 0,3–1 mm olevia paperiroskia kuin vastaavia kooltaan yli 1 mm olevia roskia (Taulukko 11). Luminäytteiden sisältämien kooltaan yli 0,3 mm olevien roskien lukumäärästä valtaosa oli kooltaan 0,3–4 mm ja vain alle 10 % oli kooltaan yli 4 mm (Taulukot 9 ja 11).

Taulukko 11. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien kooltaan 0,3–1 mm olevien synteettisten ja paperiroskien lukumäärät lumen tilavuuteen suhteutettuna ja kaikkien roskien kokonaislukumäärä sulaveden tilavuuteen suhteutettuna.

Roskien lukumäärä, kpl/m <sup>3</sup> lunta	Hakaniemen tori 2	Käpylä 2	Sörnäisten rantatie 2
Synteettiset	830	15343	5141
Paperi	72	4	108
Kaikki roskat	902	15347	5249
Kaikki roskat, kpl/m <sup>3</sup> vettä	2313	27260	17496

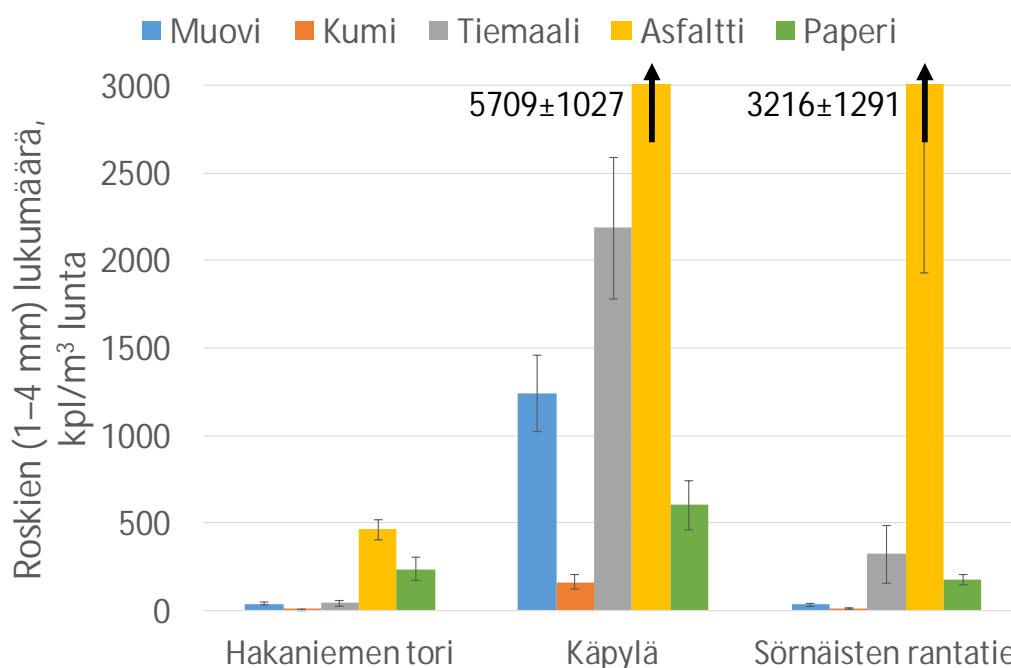
Luminäytteiden sisältämät synteettiset roskat olivat esimerkiksi muovi-, kumi-, metalli-, lasi-, puu-, asfalttipinnoite- ja tiementämaaliroskiksi tunnistettuja partikkeleita. Kaikki alle 2 mm olevat puukappaleet luokiteltiin kasvin kappaleiksi alkuperän luotettavan tunnistamisen vaikeuden takia, joten kaikki puuroskiksi tunnistetut roskat olivat kooltaan yli 2 mm. Luminäytteiden sisältämät paperiroskat olivat paperia ja kartonkia.

Kaikilta kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden lukumäärältään yleisimpiä kooltaan yli 4 mm olevia roskia olivat asfalttipäällyste- ja teidenmerkintämaalikappaleet (Kuva 15). Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteissä asfalttipäällystekappaleet olivat yleisimpiä roskia ja Käpylän luminäytteissä teidenmerkintämaalikappaleet. Asfaltti- ja tiemaalikappaleet muodostivat noin 70–90 % Hakaniemen torin, Käpylän ja Sörnäisten rantatien näytteiden sisältämistä kooltaan yli 4 mm olevista roskista. Asfaltti- ja tiemaalikappaleiden jälkeen seuraavaksi yleisimpiä roskia olivat paperiroskat ja Hakaniemen torin näytteissä myös tupakantumpit.



Kuva 15. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien kooltaan yli 4 mm olevien roskien lukumäärä jaoteltuna eri roskajakeisiin (keskiarvo±keskivirhe, n=3).

Kaikilta kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden lukumäärältään yleisimpiä kooltaan 1–4 mm olevia roskia olivat asfalttipäällystepartikkelit (Kuva 16). Asfalttipäällystepartikkelien osuus roskien lukumäärästä oli Hakaniemen torin ja Käpylän näytteissä yli 50 % ja Sörnäisten rantatien luminäytteissä yli 80 %. Seuraavaksi yleisimpiä kooltaan 1–4 mm olevia roskia olivat Hakaniemen torin näytteissä paperiroskat ja Käpylän ja Sörnäisten rantatien näytteissä teidenmerkontämaalipartikkelit. Muoviroskien osuus oli suurin Käpylän luminäytteissä, joissa muoviroskia oli hieman yli 10 % kooltaan 1–4 mm olevien roskien lukumäärästä.



Kuva 16. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien kooltaan 1–4 mm olevien roskien lukumäärä jaoteltuna eri roskajakeisiin (keskiarvo±keskivirhe, n=3).

Käpylästä kerätyt luminäytteet sisälsivät lukumäärältään enemmän kooltaan yli 4 mm olevia paperiroskia ja tupakantumppeja sekä kooltaan 1–4 mm olevia tiemaalipartikkeleita kuin Hakaniemen torilta ja Sörnäisten rantatieltä kerätyt luminäytteet (Kuvat 15 ja 16 ja Taulukko 12). Lisäksi Käpylän luminäytteet sisälsivät enemmän kooltaan 1–4 mm olevia paperiroskia kuin Sörnäisten rantatien luminäytteet. Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteet erosivat toisistaan tilastollisesti merkittävästi ainoastaan kooltaan 1–4 mm olevien tiemaalipartikkelien lukumäärän

osalta. Kooltaan 1–4 mm olevien muovi- ja kumiroskien ja tiemaalipartikkelien lukumäärät Käpylän näytteissä olivat vähintään 17-, 10- ja 7-kertaisia, vastaavasti, Hakaniemen torin näytteisiin verrattuna, mutta nämä erot eivät olleet tilastollisesti merkittäviä.

Taulukko 12. Luminäytteiden keräysalueen vaikutus luminäytteiden sisältämien erikokoisten ja erityyppisten roskien lukumääriin (kpl/m<sup>3</sup> lunta) (n=3). Tilastollisesti merkitsevät erot (p < 0,05) on lihavoitu.

Roskien lukumäärä, kpl/m <sup>3</sup> lunta	df	F	p	Alueiden vertailu: p		
				Hakaniemi ja Käpylä	Hakaniemi ja Sörnäinen	Käpylä ja Sörnäinen
Koko yli 4 mm						
Muovi <sup>2</sup>	2		0,064			
Kumi <sup>1</sup>	2	1,83	0,240			
Paperi <sup>2</sup>	2		<b>0,0496</b>	<b>0,0495</b>	0,268	<b>0,046</b>
Asfaltti <sup>2</sup>	2		0,252			
Tiemaali <sup>2</sup>	2		0,051			
Tupakantumpit <sup>1</sup>	2	16,95	<b>0,003</b>	<b>0,047</b>	0,079	<b>0,003</b>
Koko 1–4 mm						
Muovi <sup>2</sup>	2		0,061			
Kumi <sup>2</sup>	2		0,051			
Paperi <sup>1</sup>	2	6,551	<b>0,031</b>	0,063	0,894	<b>0,036</b>
Asfaltti <sup>2</sup>	2		0,051			
Tiemaali <sup>2</sup>	2		<b>0,027</b>	<b>0,0495</b>	<b>0,0495</b>	<b>0,0495</b>

<sup>1</sup> Testattu yksisuuntaisella varianssianalyysillä ja Tukeyn testillä

<sup>2</sup> Testattu ei-parametrilla Kruskal-Wallis -testillä ja Mann-Whitney -testillä

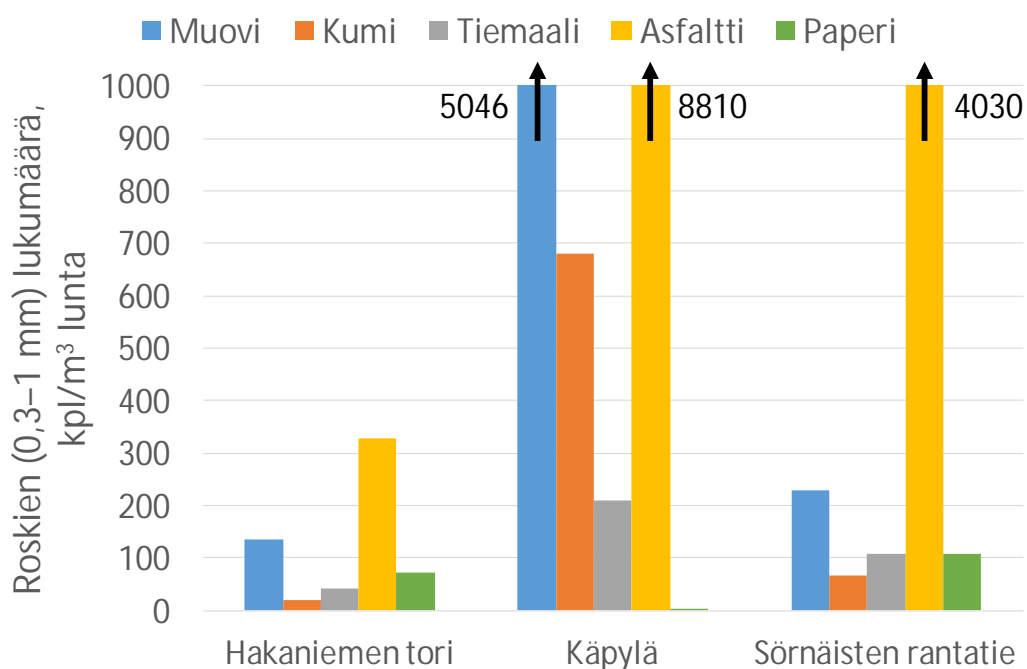
MRPP-analyysissä eri alueilta kerättyjen luminäytteiden roskaprofiilit (roskien tyypit ja lukumäärä) erottuivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi (A=0,461 ja

$p=0,015$ ). Hakaniemen torin luminäytteiden roskaprofiilit erottuivat muiden alueiden luminäytteiden roskaprofiileista tilastollisesti merkitsevästi (Taulukko 13), mutta Käpylän ja Sörnäisten rantatien luminäytteiden roskaprofiilit eivät erottuneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi.

Taulukko 13. Eri alueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien roskien tyyppien ja lukumäärien (ns. roskaprofiilin) erottuminen MRPP-analyysissä. Tilastollisesti merkitsevät erot ( $p < 0,05$ ) on lihavoitu.

	A	p
Hakaniemen tori ja Käpylä	0,659	<b>0,022</b>
Hakaniemen tori ja Sörnäisten rantatie	0,277	<b>0,022</b>
Käpylä ja Sörnäisten rantatie	0,204	0,103

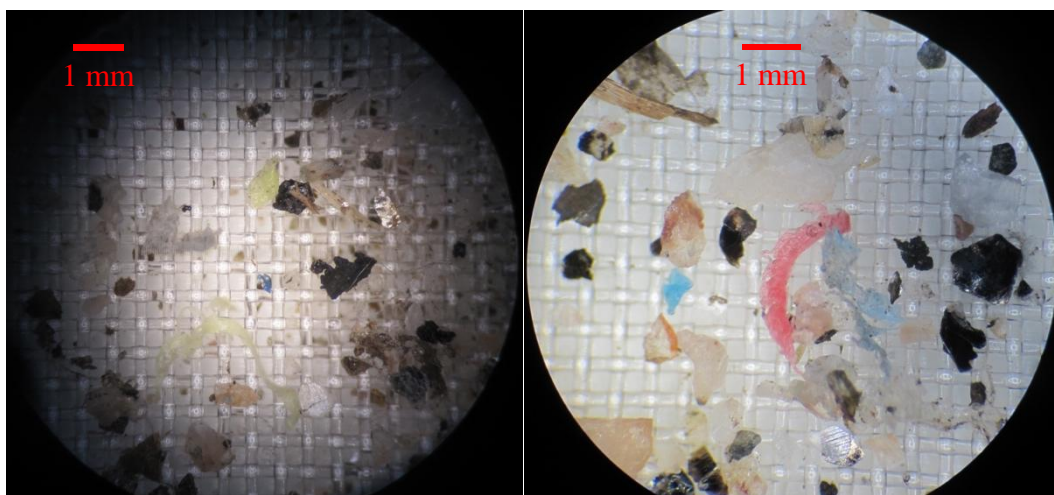
Kaikilta kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden lukumäärältään yleisimpiä kooltaan 0,3–1 mm olevia roskia olivat asfalttipäällystepartikkelit (Kuva 17). Seuraavaksi yleisimpiä roskia olivat muoviroskat. Tässä raekokoluokassa kumiroskien osuus roskien lukumäärästä oli korkeampi kuin suuremmissa kokoluokissa ja oli enimmillään noin 5 %.



Kuva 17. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien kooltaan 0,3–1 mm olevien roskien lukumäärä jaoteltuna eri roskajakeisiin (n=1).

### 3.4 Lumen sisältämien mikromuovien lukumäärä

Kaikista tutkituista luminäytteistä löytyi mikromuoveja (esimerkkejä Kuvassa 18). Mikromuoveihin lasketaan muovi- ja kumiroskat ja tiemerkinämaalipartikkelit sekä myös asfalttipäällystepartikkelit, mikäli ne sisältävät synteettisiä polymeerejä. Tietoa synteettisten polymeerien käytöstä lumen keräysalueilla olevissa asfalttipäällysteissä ei ollut saatavilla, joten asfalttipäällystepartikkeleita ei ole sisällytetty mikromuoveihin tässä tutkimuksessa. Eri kaupunkialueilta kerätyistä luminäytteistä selvästi eniten mikromuoveja sisälsivät Käpylästä kerätyt luminäytteet ja vähiten Hakaniemen torilta kerätyt luminäytteet (Taulukko 14).



Kuva 18. Luminäytteen Käpylä 2 sulaveden sisältämiä keltaisia, sinisiä ja punaisia muovifragmentteja, valkoinen vaahtomuovifragmentti, musta kumifragmentti ja mustia asfalttipäällystefragmentteja 300 µm:n suodatinkankaalla.

Taulukko 14. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien mikro-muovien lukumäärät (keskiarvo±keskivirhe). Isommassa kokoluokassa n=3 ja pienemmässä n=1.

Mikromuovien lukumäärä		Hakaniemen tori	Käpylä	Sörnäisten rantatie
kpl/m <sup>3</sup> lunta	Koko 1–4 mm	84±12	3587±410	366±176
	Koko 0,3–1 mm	199	5935	405
kpl/m <sup>3</sup> vettä	Koko 1–4 mm	235±43	6054±655	1050±441
	Koko 0,3–1 mm	509	10541	1351

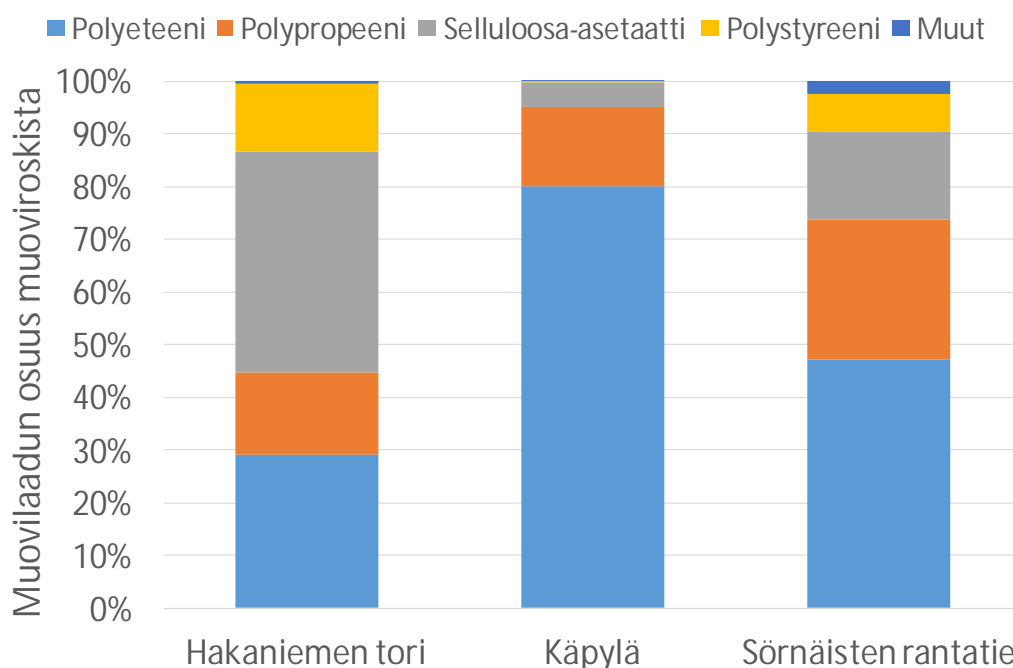
### 3.5 Lumen sisältämän muoviroskan ominaisuudet

Materiaalianalyysiin valituista luminäytteiden sisältämistä kooltaan yli 1 mm olevista roskista 65 %:n materiaali pystyttiin tunnistamaan luotettavasti (hit quality yli 700) saatavilla olleiden materiaalikirjastojen avulla. Luotettavasti tunnistetuista roskista 10 kappaletta oli kirkkaita tai vaaleita polyeteenifragmentteja, joiden lähteeksi arvioitiin luminäytteiden sulattamiseen käytetyt polyeteenisäiliöt sekä 13



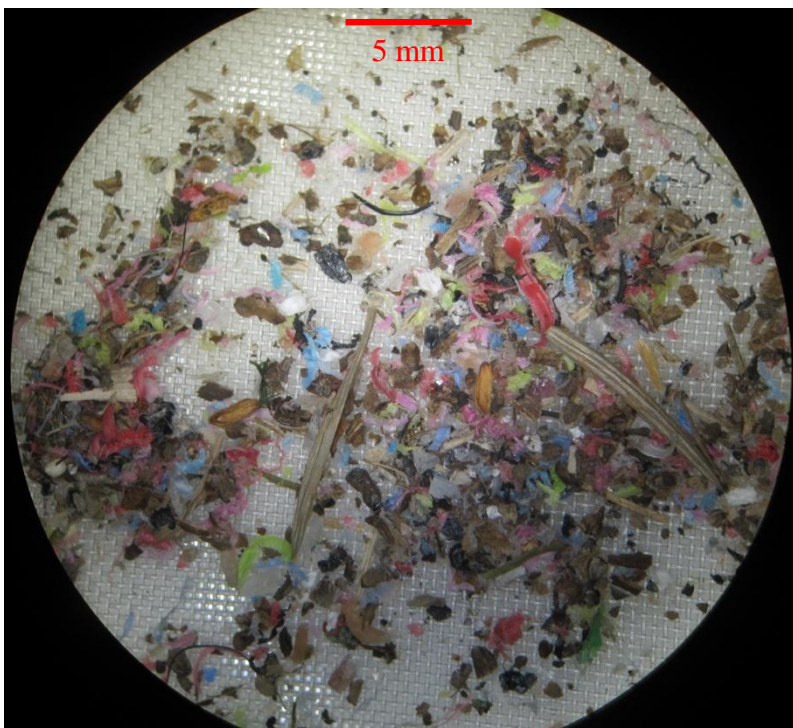
kappaletta kirkkaita polyesterikalvoja, joiden lähteeksi arvioitiin säiliöihin annostellun lumen tiivistämiseen käytetty muovipinnoitettu lapio. Kun näitä muovikapaleita ei huomioida, oli luotettavasti tunnistetuista roskista 71 % materiaaaliltaan muovia (43 % kaikista analysoiduista roskista).

Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden muoviroskat erosivat materiaaliltaan melko paljon (Kuva 19). Materiaalianalyysiin valittujen muoviroskien perusteella lukumäärältään yleisin kooltaan yli 1 mm olevien roskien muovimateriaali Käpylästä ja Sörnäisten rantatieltä kerätyissä luminäytteissä oli polyeteeni (PE). Hakaniemen torilta kerätyissä luminäytteissä muoviroskien yleisin materiaali oli selluloosa-asetaatti ja toiseksi yleisin polyeteeni. Polyeteenin ja selluloosa-asetatin jälkeen yleisimpiä muovilaatuja eri kaupunkialueilla olivat polypropeeni (PP) ja polystyreeni (PS). Polypropeeniroskien osuus oli suurin Sörnäisten rantatien luminäytteissä ja polystyreeniroskien Hakaniemen torin luminäytteissä.



Kuva 19. Eri muovilaatujen osuudet eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämistä muoviroskista (koko yli 1 mm). FTIR-analyysiin valittiin kaikista luminäytteistä yhteensä 236 roskaa, joista 43 % tunnistettiin luotettavasti muoviroskiksi.

Luminäytteiden sisältämistä polyeteeniroskista hyvin pieni osuus oli kooltaan yli 4 mm eli lähes kaikki polyeteeniroskat olivat mikromuoveja. Muodoltaan polyeteeniroskat olivat pääasiassa erilaisia fragmentteja (esimerkkejä Kuvassa 20). Luminäytteet sisälsivät esimerkiksi punaisia, sinisiä, mustia, keltaisia, vihreitä, valkoisia ja ruskeita PE-roskia. Käpylän ja Sörnäisten rantatien luminäytteiden PE-roskien yleisin väri oli punainen. Käpylästä kerättyjen luminäytteiden PE-roskissa oli kuitenkin jopa 15–20 erilaista värisävyä. Hakaniemen torin luminäytteiden PE-roskien yleisin väri oli näytteestä riippuen sininen, ruskea tai musta.



Kuva 20. Luminäytteen Käpylä 2 sisältämiä erivärisiä muovifragmentteja 300 µm:n suodatinkankaalla.

Polypropeeniroskien koko luminäytteissä vaihteli polyeteeniroskia enemmän. Joissain luminäytteissä kaikki PP-roskat olivat kooltaan yli 4 mm ja joissain näytteissä ei ollut yhtään kooltaan yli 4 mm olevaa PP-roskaa. Kaikissa alueilta kerätyissä luminäytteissä yleisin PP-roska oli kirkas muovikalvo. Luminäytteiden sisältämät selluloosa-asetatiroskat olivat tupakantumppeja tai niiden kappaleita. Hakanie-

men torilta kerätyissä luminäytteissä yleisin yksittäinen muoviroska oli tupakan-  
tumppi tai sen kappale ja Käpylän ja Sörnäisten rantatien luminäytteissä näytteestä  
riippuen joko punainen polyeteenifragmentti tai kirkas polypropeenikalvo.

## 4 Tulosten tarkastelu

### 4.1 Kiintoainemäärä ja kokojakauma vastasivat aiempia tutkimustuloksia

Roskien ja muun kiintoaineen määriä eri kaupunkialueilta kerätyissä luminäytteissä tarkasteltiin tässä pro gradu -tutkimuksessa suhteutettuna lumen ja sulaveden tilavuuksiin. Helsingistä eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden vesipitoisuudet olivat samalla tasolla kuin aiemmissa tutkimuksissa Turussa ja Calgaryssä (Kanada) (Jokinen ym. 1985 ja Ho ja Valeo 2005). Käpylän luminäytteiden korkeammasta vesipitoisuudesta johtuen ero kyseisten näytteiden lumitilavuuteen ja sulaveden tilavuuteen suhteutettujen roska- tai kiintoainemäärien välillä oli pienempi kuin muiden alueiden luminäytteissä. Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteissä sulaveden tilavuuteen suhteutettu roska- tai kiintoainemäärä oli noin kolminkertainen lumitilavuuteen suhteutettuun roska- tai kiintoainemäärään verrattuna.

Turussa, Montrealissa (Kanada) ja Oslossa (Norja) tehdyissä tutkimuksissa (Jokinen ym. 1985, Zinger ja Delisle 1988 ja Bækken 1994) luminäytteistä on mitattu samanlaisia kiintoainepitoisuuksia kuin Helsingistä kerätyissä luminäytteissä. Turussa, Oslossa ja Edmontonissa (Kanada) (Jokinen ym. 1985, Bækken 1994 ja Tatarniuk ym. 2009) on mitattu myös korkeampia kiintopitoisuuksia kuin Helsingissä. Useimmissa näistä tutkimuksista todettiin, että luminäytteiden keräämisajan kohta ja -paikka vaikuttivat paljon lumen kiintoainepitoisuuteen. Helsingistä kerättyjen luminäytteiden sisältämän kiintoaineen painossa ei ollut tilastollisesti merkittäviä eroja eri alueiden välillä. Tämän pro gradu -tutkimuksen ja aiempien tutkimusten tulosten perusteella voidaan päätellä, että Helsingin kaupungin alueelta kerätyn lumen sisältämän kiintoaineen painon arviointi pelkästään maalla sijaitsevilta lumenvastaanottoapaikoilta kevätsiivouksen yhteydessä kerättyjen jätemäärien perusteella (vertaa Salla ym. 2012) johtaa kiintoaineen painon voimakkaaseen aliarviointiin.

Lumen sisältämän kiintoaineen partikkelien määrästä ja kokojakaumasta on hyvin vähän tutkimustietoa saatavilla. Lumen sisältämien partikkelien lukumäärää ja esimerkiksi metallien sitoutumista näihin partikkeleihin on tutkittu (Reinosdotter 2007 ja Westerlund ja Viklander 2006), mutta näissä tutkimuksissa on keskitytty pieniin sulamisveden mukana kulkeutuviin partikkeleihin, eikä partikkelien kokonaismäärää ole selvitetty. Cincinnatissa (Ohio, Yhdysvallat) suurin osa moottoriteiden varsilta kerättyjen luminäytteiden sisältämästä kiintoaineesta oli kooltaan yli 1 mm (Glenn ja Sansalone 2002). Myös Helsingissä kerättyjen luminäytteiden sisältämästä kiintoaineesta suurin osa oli raekooltaan yli 1 mm, ja yli puolet kiintoaineesta oli raekooltaan 1–4 mm.

## **4.2 Kaupunkialueiden välillä eroja roskien määrässä**

Lumen sisältämien roskien määrää ja erityisesti roskien ominaisuuksia on aiemmin tutkittu hyvin vähän. Turussa tehdyssä tutkimuksessa (Jokinen ym. 1985) lumi sisälsi roskaa noin  $41 \text{ g/m}^3$  lunta. Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteet sisälsivät vähemmän roskaa ja Käpylän luminäytteet enemmän roskaa kuin Turussa tutkittu lumi. On kuitenkin todennäköistä, että roskan määritelmä ja tutkittujen roskien koko tässä pro gradu -tutkimuksessa ja Jokisen ym. (1985) tutkimuksessa eroavat toisistaan jonkin verran ja hankaloittavat tulosten vertailua.

Lumen sisältämien roskien lukumäärää ei ole aiemmin tutkittu. Käpylästä kerätyt luminäytteet sisälsivät sekä painoltaan että lukumäärältään enemmän roskaa kuin muilta alueilta kerätyt luminäytteet. Hakaniemen torin näytteet sisälsivät painoltaan enemmän roskaa kuin Sörnäisten rantatien näytteet, mutta roskien lukumäärässä ei ollut tilastollista eroa näiden alueiden välillä. Ruotsissa on tutkittu erilaisilta kaupunkialueilta maasta löytyvien silminnähtävien roskien lukumääriä (Håll Sverige Rent 2017f–h). Tukholmassa lukumäärältään eniten roskaa oli puistoalueilla. Toisin kuin tässä tutkimuksessa, Tukholmassa roskaa oli katu- ja torialueilla enemmän kuin lähiöalueilla. Kyseiset tutkimukset oli tehty sulan maan aikaan. Kaupunkialueiden roskaantumisen eroja talvi- ja kesäaikaan ei ole tutkittu. Esimerkiksi puistojen ja torien mahdollisesti vähäisempi käyttö talviaikaan vaikuttanee alueiden roskaantumiseen.

Kaupunkialueilta kerätyn lumen sisältämien epäpuhtauksien ja roskan määriin on todettu vaikuttavan se kuinka kauan lumi on maassa ennen keräystä (Malmqvist 1983, Viklander 1998 ja 1999, Reinosdotter ja Viklander 2005 ja Salla ym. 2012 [Rakennusvirasto 2012]). Tukholmassa veteen kaadettavaksi soveltuvan lumen määrittely perustuu yksinomaan lumen satamis- ja auraamisajankohtien väliseen eroon (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Viimeisin lumisade Helsingissä ennen luminäytteiden ottoa oli 1.–3.2.2016. Hakaniemen torin lumikuorma oli aurattu heti lumisateen loppumisen jälkeen, Sörnäisten rantatien kuorma seuraavana päivänä ja Käpylän kuorma kaksi päivää lumisateen loppumisen jälkeen. Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien näytekuormien keräystä edeltävät aurausajankohdat eivät ole tiedossa, joten ei ole varmuutta oliko kyseisiltä paikoilta kerätty lumi ollut maassa lyhyemmän aikaa kuin Käpylästä kerätty lumi.

Luminäytteiden keräysalueet eroavat toisistaan liikenteen määrän osalta. Voimakaimmin liikennöity on Sörnäisten rantatie, jossa keskimääräinen arkivuorokausiliikenteen määrä syyskuussa 2014 oli 44 600 autoa/vrk (Helsingin kaupungin rakennusvirasto 2014). Kullervonkadulla Käpylässä liikenteen määrä oli 10 800 autoa/vrk ja Hakaniemen toria ympäröivillä kaduilla yhteensä 24 400 autoa/vrk (Helsingin kaupungin liikennesuunnittelu 2014). Itse Hakaniemen torilla auto-liikenne on lähinnä huoltoajoa. Käpylästä kerätty lumikuorma oli aurattu osittain myös kevyenliikenteen väylältä. Erot liikenteen määrässä lumenkeräysalueilla eivät selittäneet eroja roskien määrässä.

Luminäytteiden keräysalueita ei valittu sillä perusteella, että luminäytteet edustaisivat mahdollisimman hyvin Helsingissä Hernesaaren rannassa mereen kaadettavaa lunta. Hernesaareen tuodaan lunta kantakaupungin, Munkkiniemen ja Lauttasaaren alueilta (WSP Finland Oy 2010), jolloin Hakaniemen torilta ja Sörnäisten rantatieltä kerätty lumi voi päättyä Hernesaaren rantaan. Mikäli roskien määrä Hernesaarensa mereen kaadettavassa lumessa on keskimäärin samalla tasolla kuin Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteissä, päättyy lumen mukana Hernesaaren rantaan normaalilumisena talvena noin 2–4 tonnia roskia (Taulukko 15) ja noin 400–500 tonnia muuta kiintoainetta.

Taulukko 15. Arvio Hernesaassa mereen kaadettavan roskan kokonaismäärästä normaalilumisena ja runsaslumisena talvena. Hernesaaren rantaan normaalilumisena talvena vietävän lumen kokonaismääräksi on oletettu 200 000 m<sup>3</sup> ja runsaslumisena talvena 800 000 m<sup>3</sup>.

Luminäytteiden keräysalue	Lumen roskapitoisuus, g/m <sup>3</sup> lunta	Hernesaassa mereen päätyvä roskamäärä, t/talvi	
		Normaaliluminen talvi	Runsasluminen talvi
Sörnäisten rantatie	10,8	2	9
Hakaniemen tori	21,3	4	17

### 4.3 Kaupunkialue vaikutti myös roskien ominaisuuksiin

Kooltaan suuremmat roskat on yleensä helpompi tunnistaa, kun taas pienemmät roskat ovat useimmiten palasia isommista roskista ja hankalampia tunnistaa (Moore 2008). Luminäytteiden sisältämistä kooltaan 0,3–1 mm olevasta kiintoaineesta oli erityisen hankalaa tunnistaa luotettavasti tiemerkintämaali- ja paperikappaleita, mikä voi osaltaan selittää näiden roskien vähäisemmän määrän ja osuuden kooltaan 0,3–1 mm olevista roskista. Luminäytteiden sisältämistä roskista tunnistettavia olivat (aakkosjärjestyksessä) autonrenkaan kappale, avaimen tunnistemerkki, kertakäyttöpahvimukit, kuminauhat, lahjanarut, muovipullon korkki, nuuska-annospussi, purukumit, purukumipaketin kääreet, rautalanka, rautanaula, servietit, suklaapatukkakääreet, tulitikut ja tupakantumpit. Kertakäyttöpahvimukit olivat kooltaan suurimpia luminäytteiden sisältämiä roskia.

Tupakantumpit on lukuisissa lähteissä (esimerkiksi Lippner ym. 2001, Moriwaki ym. 2009, MSW Consultants 2009, Muotka 2009, Seco Pon ja Becherucci 2012, MARLIN 2013, Becherucci ja Seco Pon 2014 ja Håll Sverige Rent 2017c–e) arvioitu lukumäärältään yleisimmäksi ympäristöstä löytyväksi roskaksi. Helsingissä tupakantumppien osuus luminäytteiden sisältämien kooltaan yli 4 mm olevien roskien lukumäärästä oli suurin Hakaniemen torin näytteissä, joissa tupakantumppien osuus oli noin 10–15 %. Muiden alueiden luminäytteissä tupakantumppien

osuus oli alle 5 %. Kaikissa luminäytteissä tupakantumppeja lukumäärältään yleisempiä kooltaan yli 1 mm olevia roskia olivat asfalttipäällysteen ja tiemerkintämaalin kappaleet ja paperi-, muovi- ja kumiroskat.

Ruotsissa teiltä ja satama-alueilta vuosittain vesistöihin ja mereen päätyvän teiden pinnoitteen määräksi on arvioitu noin 130 000 tonnia (Karlsson 2011). Luminäytteiden keräysalueista Kullervonkatu ja Sörnäisten rantatie ovat päällystetty asfaltilla ja Hakaniemen tori nupukivillä. Kaikki luminäytteet kuitenkin sisälsivät asfalttipäällyste- ja tiemerkintämaalipartikkeleita. Asfalttipartikkelien lukumäärässä ei ollut tilastollisesti merkittäviä eroja alueiden välillä. Hakaniemen torin luminäytteet sisälsivät vähemmän kooltaan 1–4 mm olevia tiemaalipartikkeleita kuin tiealueilta kerätyt luminäytteet. Asfalttipäällysteestä ja tiemerkinnöistä irtoavat partikkelit kulkeutuvat asfaltoitujen alueiden ulkopuolelle mahdollisesti ajoneuvojen, ihmisten ja muiden eläinten sekä tuulen ja veden kuljettamana.

Käpylän luminäytteissä oli enemmän paperiroskia kuin muiden alueiden näytteissä (tosin kooltaan 1–4 mm olevia vain enemmän kuin Sörnäisten rantatien näytteissä). Ruotsissa lähiöalueilta on löydetty vähemmän paperiroskia kuin katu- ja torialueilta. (Håll Sverige Rent 2017 b ja i). Käpylän luminäytteiden kooltaan yli 2 mm olevista paperiroskista noin joka kolmas oli pahvia, kun muiden alueiden näytteissä pahvia oli vain joka kymmenes paperiroska. Syy Käpylän näytteiden suurempaan paperiroskamäärään ei selvinnyt tässä pro gradu -tutkimuksessa. Muovi- ja kumiroskien määrissä ei ollut tilastollisesti merkittäviä eroja alueiden välillä.

#### **4.4 Lumessa enemmän mikromuoveja kuin merivedessä**

Lumen sisältämien mikromuovien lukumäärää ja ominaisuuksia ei ole aiemmin tutkittu. Norén ym. (2009) ovat löytäneet erivärisiä kuituja ja punaisia partikkeleita tiealueelta lähtevästä lumen sulamisvedestä Lysekilissä, Ruotsissa, mutta he eivät raportoineet kuitujen ja partikkelien lukumääriä ja materiaaleja. Kaikki Helsingistä eri kaupunkialueilta kerätyt luminäytteet sisälsivät mikromuoveja. Lumessa oli enemmän mikromuoveja kuin merivedessä Suomenlahdella, merijäällä Jäämerellä ja Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta lähtevässä puhdistetussa yhdyskuntajäteve-



dessä (Taulukko 16). Lumen mikromuovipitoisuudet olivat kuitenkin selvästi pienempiä kuin Viikinmäen jätevedenpuhdistamolle tulevan puhdistamattoman jäteveden pitoisuus.

Taulukko 16. Mikromuovien lukumääriä lumessa, jäte- ja merivedessä sekä merijäätessä.

	Koko, mm	Mikromuovien lukumäärä, kpl/m <sup>3</sup> vettä (ellei toisin mainita)	Lähde
Lumi, Helsinki	1–4 0,3–1	Noin 160 – 7 120 Noin 510 – 10 540	
Jätevesi, Viikinmäki, Helsinki	0,3–5	Puhdistamaton: 100 000 ± 43 300 Puhdistettu: 43±36	Magnusson ym. 2016b
Merivesi, Suomenlahti	0,33–5 0,3–5	Manta-haavi: 0,2±0,2 Pumppu: 0,6±0,4	Setälä ym. 2016
Merijää, Jäämeri	0,22 µm – 5 mm	38–234 kpl/m <sup>3</sup> jäätä	Obbard ym. 2014

Useissa tutkimuksissa (esimerkiksi Thompson ym. 2004 ja Wright ym. 2013a) synteettiset kuidut ovat olleet yleisimpiä ympäristöstä löytyneitä mikromuoveja. Setälä ym. (2016) ovat arvioineet, että myös Itämeren pintavesissä kuidut olisivat yleisimpiä mikromuoveja. Tässä pro gradu -tutkimuksessa kuidut jätettiin tarkastelun ulkopuolelle, mutta kuitujen määrä kuitenkin kirjattiin ylös hyvin karkealla tasolla. Hakaniemen torin luminäytteet vaikuttivat sisältävän lukumäärältään enemmän erivärisiä kuituja sekä hiuksia ja karvoja kuin muiden alueiden näytteet.

Mikäli luminäytteiden mahdollisesti sisältämät synteettiset kuidut olisi huomioitu, olisi ero lumen ja meriveden sekä puhdistetun jäteveden mikromuovipitoisuuksien välillä ollut todennäköisesti vielä suurempi. Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteiden mikromuovipitoisuus olisi todennäköisesti kuitenkin pienempi kuin Viikinmäen puhdistamattoman jäteveden, vaikka lumen sisältämät synteettiset kuidut olisi huomioitu. Sitä mahdollisuutta, että synteettisten kuitujen huomioiminen kasvattaisi Käpylän luminäytteiden mikromuovipitoisuuden Viikinmäen puhdistamattoman jäteveden pitoisuuden tasolle, ei voi aivan täysin pois sulkea.

## 4.5 Tiemerkintä- ja muovifragmentit yleisimpiä mikromuoveja lumessa

Tässä pro gradu -tutkimuksessa mikromuovien määritelmä on laaja ja sisältää kaikki pääasiassa petrokemiallista alkuperää olevista polymeereistä muodostuneet kiinteät materiaalit (vrt. Lassen ym. 2015). Tällöin esimerkiksi teidenmerkontämaalien ja autonrenkaiden kulumisesta muodostuneet partikkelit luetaan mikromuoveiksi. Suurimmiksi mikromuovien lähteiksi on laskennallisissa tutkimuksissa arvioitu autonrenkaiden, synteettisten tekstiilien ja maalien kuluminen ja muovituotannon raaka-aineina käytettävät pelletit (Sundt ym. 2014, Essel ym. 2015, Lassen ym. 2015 ja Magnusson ym. 2016a).

Autonrenkaat koostuvat 85 prosenttisesti kumiseoksesta, josta 40–60 % on synteettistä tai luonnonkumipolymeeriä (Ahlbom ja Duus 1994). Erityisesti tiealueilta kerätyt luminäytteet sisälsivät mahdollisesti autonrenkaista peräisin olevia mustia kumimaisia partikkeleita. Näiden kumipartikkelien osuus kooltaan 1–4 mm olevien mikromuovien lukumäärästä oli kuitenkin vain noin 5 % ja kooltaan 0,3–1 mm olevien mikromuovien lukumäärästä noin 10–15 %. Hakaniemen torin luminäytteet eivät sisältäneet kooltaan yli 1 mm olevia mustia kumipartikkeleita, mutta näytteidensä kooltaan 0,3–1 mm olevista mikromuoveista noin 10 % oli mustia kumipartikkeleita.

Ruotsissa teiltä ja satama-alueilta vuosittain vesistöihin ja mereen päätyvän autonrengaskumin määräksi on arvioitu jopa 9 000 tonnia (Karlsson 2011). Yhdestä henkilöauton renkaasta irtoavan kumin määrä on noin 0,006–0,09 g/km riippuen teiden ja renkaiden kunnosta ja ajotavasta (Rogge ym. 1993). Myös sääolosuhteiden on todettu vaikuttavan autonrenkaiden kulumiseen (Denier van der Gon ym. 2013). Autonrenkaista mahdollisesti peräisin olevien kumipartikkelien muita mikromuovityyppejä vähäisempi lukumäärä tässä tutkimuksessa voi selittyä sillä, että autonrenkaista irtoavien partikkelien on todettu olevan usein kooltaan alle 300 µm (Cadle ja Williams 1978 ja Kreider ym. 2010).

Kumipartikkeleita yleisempiä mikromuoveja kaikissa luminäytteissä olivat tiemerkintämaalipartikkelit ja muovipartikkelit. Tiemaalipartikkelit olivat lukumäärältään

yleisimpiä kooltaan 1–4 mm olevia mikromuoveja tiealueilta kerätyissä luminäytteissä (osuus noin 60–85 %). Myös Hakaniemen torin luminäytteissä lähes puolet mikromuoveista oli tiemaalipartikkeleita. Tiemerkintämassoissa ja -maaleissa käytetään sideaineena synteettisiä polymeerejä; massoissa hartsia ja maaleissa alkydejä, kloorikautsua ja akryyleja (Vuorio 2012). Tiemerkintöjen tulee näkyä myös pimeässä, joten tiemerkintämassoihin sekoitetaan ja tiemerkintöjen pinnalle sirotellaan valoa heijastavia kooltaan 100–1500 µm olevia kierrätyslasisia helmiä (Vuorio 2012 ja Liikennevirasto 2015). Näitä lasihelmiä oli luminäytteissä tiemaalikappaleisiin sitoutuneena ja niistä irronneena.

Hakaniemen torin luminäytteissä noin puolet mikromuoveista oli muovipartikkeleita. Käpylän ja Sörnäisten rantatien näytteissä muovipartikkelien osuus oli noin 35 % ja noin 10 % vastaavasti. Muovipartikkelit olivat yleisimpiä kooltaan 0,3–1 mm olevia mikromuoveja kaikkien alueiden näytteissä. Polyeteeni (PE) oli yleisin kooltaan 0,3–4 mm olevien muovipartikkelien materiaali. Seuraavaksi yleisin oli polypropeeni (PP). Polyeteeni ja polypropeeni ovat Euroopassa eniten käytettyjä (PlasticsEurope 2015) ja mikroroskatutkimuksissa useimmin mikromuovien materiaaleiksi tunnistettuja muovilaatuja (Hidalgo-Ruz ym. 2012).

Luminäytteet sisälsivät erivärisiä polyeteeniroskia, jotka olivat isommista muovikappaleista irronneita fragmentteja. Käpylän luminäytteet sisälsivät lukumäärältään eniten näitä PE-fragmentteja. Yksi mahdollinen lähde näille mikromuoveille ovat polyeteenistä valmistetut pulkat ja kelkat, joita on vedetty hiekoitetulla lumella (Kuva 21). Käpylän lumikuorman keräysalueen läheisyydessä, noin 300 metrin päässä sijaitseva Taivaskallio on suosittu pulkkamäki, ja korkeintaan kilometrin etäisyydellä keräysalueesta on yhteensä 6 päiväkotia (Helsingin kaupunki 2017).



Kuva 21. Hiekoitussepeleihin tarttuneita mikromuoveja jalkakäytävällä Elielinkadulla, Lahdessa 14.11.2016.

Asfalttipäällysteissä saatetaan joissain tapauksissa käyttää lisäaineena synteettisiä polymeerejä. Asfalttipäällyste koostuu kiviaineksesta (noin 95 p-%), bitumista (noin 5 p-%) ja mahdollisista täyte- ja lisäaineista (Lindgren 1996). Helsingissä esimerkiksi siltojen asfaltointiin käytetään kumibitumivaluasfalttia (Helsingin kaupungin rakennusvirasto 2012). Tietoa asfalttipäällysteen koostumuksesta luminäytteiden keräysalueilla Helsingissä ja niiden lähistöllä ei ollut saatavilla. Polymeerejä sisältävien asfalttipäällysteiden kuluminen voi aiheuttaa mikromuovipäästöjä sisävesiin ja meriin. Tanskalaisen arvion (Fauser ym. 2002 [Elvebakken 1991]) mukaan tiealueilta irtoavista asfalttipartikkeleista 25 % päätyy hulevesiin. Itämerellä ja Ruotsin, Norjan ja Tanskan välisillä merialueilla tehdyissä tutkimuksissa merivedestä on löydetty runsaasti mustia ei-muovimaisia partikkeleita (Norén ym. 2009, Norén ja Naustvoll 2010 ja Norén ym. 2015). Näiden lähteiksi on arvioitu teiden asfalttipäällysteet, auton renkaat, tuhka, noki, turve tai öljypäästöt. Norén ym. (2009) löysivät runsaasti samanlaisia mustia partikkeleita tiealueelta lähtevästä lumen sulamisvedestä Lysekilissä, Ruotsissa.

## **4.6 Lumenhallinnan aiheuttaman merien roskaantumisen vähentäminen**

Helsingissä lumenhallinnan aiheuttaman meren roskaantumisen vähentämiseksi on ehdotettu roskien keräämisen lisäämistä Hernesaaren rannassa (WSP Finland Oy 2010), mereenkaadon sallimista ainoastaan kantakaupungista kerätyn ja siten vähemmän rakennusjätettä sisältävän lumen osalta (WSP Finland Oy 2010) ja merivastaanottoaikojen korvaamista maavastaanottoaikoilla tai lumensulatusalustoilla (Salla ym. 2012). Kaikkia mereen päätyneitä roskia ei pystytä keräämään, ja nykytekniikalla kerääminen voi olla tehokasta lähinnä isokokoisten roskien osalta. Mikrokokoisten roskien kerääminen merestä on hyvin työlästä, kallista ja osittain mahdotonta (GESAMP 2015). Helsingissä kantakaupungissa sijaitsevilta alueilta kerätyt luminäytteet sisälsivät painoltaan ja lukumäärältään vähemmän roskia kuin lähiöalueelta kerätyt luminäytteet. Kuitenkin, mikäli mereen kaadettavan lumi sisältäisi saman verran roskia kuin Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteet, päätyisi Hernesaaren rantaan normaalilumisena talvena lumen mukana useita tuhansia kiloja roskaa ja arviolta yli viisikymmentä miljoonaa mikromuovipartikkelia.

Myös maalla sijaitsevilta lumenvastaanottoaikoilta lumen sisältämät roskat voivat päätyä sisävesiin ja meriin vastaanottoaikojen lähistöllä. Helsingin lumensulatusalustoissa sulavedestä poistetaan väljän avulla lumen mukana tulleita kooltaan yli 5 mm olevia roskia. Tätä pienemmät roskat todennäköisesti päätyvät ainakin osittain sulaveden mukana mereen. Luminäytteiden sisältämästä kiintoaineesta ja roskista valtaosa oli raekooltaan alle 4 mm, jolloin väljän tulisi olla säleväliltään nykyistä huomattavasti tiheämpi merkittävän poistotehokkuuden varmistamiseksi myös mikroroskien osalta. Väljän sälevälin pienentäminen lisäännä kunnossapito- ja huoltotoimenpiteiden tarvetta. Oslossa (Norja) on käytössä lumenkäsittelylaitos, jossa lumi sulatetaan ja kiintoaine poistetaan sulavedestä monivaiheisella suodatuksella ennen sulaveden mereen johtamista (NCC 2013). Sulavedestä poistetaan kooltaan yli 60 µm olevat partikkelit (NCC 2013), ja tätä pienemmät partikkelit päätyvät sulaveden mukana mereen.

Sulavesien käsittelyyn maalla sijaitsevilla lumenvastaanottopaikoilla on ehdotettu laskeutusaltaiden ja kosteikkojen käyttöä (WSP Finland Oy 2010). Lumen sisältämistä haitta-aineista esimerkiksi monet metallit ovat suurelta osin sitoutuneena lumen sisältämään kiintoaineeseen (Zinger ja Delisle 1988, Viklander 1996, Viklander 1999, Oberts ym. 2000, Glenn ja Sansalone 2002, Sansalone ym. 2003 ja Reinosdotter ja Viklander 2005), jolloin kiintoaineen poistamisella voidaan pienentää purkuvesistön haitta-ainekuormitusta. Mikromuovien usein muuta kiintoainetta matalammasta tiheydestä johtuen on kuitenkin arvioitu, että mikromuovit eivät poistu vedestä laskeutusaltaissa yhtä tehokkaasti kuin muu kiintoaine (Lassen ym. 2015).

Tehokkain tapa estää lumenhallinnan aiheuttamaa merien roskaantumista olisi estää roskien päätyminen lumen joukkoon. Tämä kuitenkin edellyttää roskien lähteiden ja reittien tunnistamista. Tässä tutkimuksessa lumen sisältämien roskien lähteiksi on arvioitu muovituotteiden kuluminen ja liikenteen aiheuttama asfalttipäällysteiden, tiemerkintöjen ja autonrenkaiden kuluminen. Roskia oli päätynyt lumeen myös mahdollisesti puu- ja metallituotteiden ja erilaisten tekstiilien kulumisesta. Lisäksi lukuisat lumen sisältämät roskat olivat päätyneet kaupunkialueille roskaamisen tai riittämättömän jätehuollon myötä. Keinoja näiden lähteiden pienentämiseen olisivat tuotteiden ja materiaalien kulumisen ja roskaamisen vähentäminen ja jätehuollon tehostaminen.

#### **4.7 Lumen sisältämien mikroroskien tutkiminen**

Lumen sisältämien mikroroskien määrän ja ominaisuuksien ajallisen ja alueellisen vaihtelun selvittämiseksi ja tarkkailemiseksi Helsingissä tulisi luoda mikroroskien tarkkailuohjelma. Ensisijaisesti lumen sisältämiä mikroroskia tulisi tutkia ja tarkkailla niillä alueilla, joilta kerätty lumi kaadetaan mereen. Koska mikroroskien käyttäytymistä maalla sijaitsevilla lumenvastaanottopaikoilla ja lumensulatusaltaissa ei tunneta, tulisi lumen sisältämiä mikroroskia tutkia myös muilla alueilla Helsingissä.

Luminäytteitä mikroroskien analysointiin tulisi kerätä talven eri vaiheissa. Luminäytteiden otossa tulee huomioida aika, jonka lumi on maassa ennen keräystä. Tarkkailussa luminäytteet tulisi pyrkiä ottamaan lumen keskimääräisen maassaoloajan kuluttua lumisateesta. Tämän lisäksi tulisi tutkia miten mikroroskien määrä ja ominaisuudet lumessa tietyllä alueella muuttuvat, kun lumi kerätään heti lumisateen jälkeen ja esimerkiksi yhden, kahden ja kolmen vuorokauden ja viikon kuluttua lumisateen päättymisestä.

Luminäytteiden keräämisessä, säilyttämisessä, käsittelyssä ja analysoinnissa tulee estää näytteiden kontaminaatio käyttämällä hyvin puhdistettuja välineitä ja astioita, joista ei irtoa mikroroskia näytteisiin. Näytteet tulee säilyttää suljetuissa astioissa mahdollisuuksien mukaan koko ajan. Luminäytteiden tilavuus tarkkailunäytteen otossa tulisi olla vähintään 100 litraa ja yksityiskohtaisemmassa mikroroskatutkimuksessa vähintään 1 m<sup>3</sup>. Tulosten tilastollisen analysoinnin mahdollistamiseksi rinnakkaisten luminäytteiden lukumäärä tulisi aina olla vähintään kolme.

Lumen sulatus ja sulaveden suodatus havaittiin tässä pro gradu -tutkimuksessa toimivaksi tavaksi lumen sisältämien mikroroskien keräämiseen. Luminäytteiden sisältämästä kiintoaineesta ja roskista hyvin pieni osa kellui sulavedessä ja kertyi sulaveden suodatuksessa suodattimille. Valtaosa lumen sisältämästä kiintoaineesta ja roskista jäi säiliöiden pohjalle sulaveden suodatuksen jälkeen. Kuitenkin jopa puolet Hakaniemen torin ja Sörnäisten rantatien luminäytteiden sisältämistä kooltaan 1–4 mm olevista muoviroskista kertyi suodattimille. Täten luminäytteistä on tärkeää analysoida sekä sulavedessä kelluvat että veden pohjalle vajoavat mikroroskat.

Mikäli luminäyte sisältää melko vähän kiintoainetta, on näyte mahdollista suodattaa kokonaisuudessaan suodattimen läpi. Suodattimien tukkeutumisen estämiseksi, voi kuitenkin olla tarpeen suodattaa tai seuloa vedessä kellumaton kiintoaine erikseen. Kellumattoman kiintoaineen märkäseulonta oli työläämpää kuin kuivaseulonta, mutta toisaalta näytteiden kuivaukseen tulee varata aikaa. Tarkkailussa tutkittavien mikroroskien koon alaraja tulisi olla korkeintaan 0,3 mm ja yksityiskohtaisemmassa tutkimuksessa tätä pienempi (esimerkiksi 20 µm). Mikroroskien koon yläaraja tulisi olla 5 mm.

Mikroroskien visuaalinen tunnistaminen muusta kiintoaineesta on tutkimuksen työläin vaihe. Mikroroskien erottelemiseen lumen sisältämästä hiekoitussepelistä ja hiekasta on tarpeen käyttää tiheyseroihin perustuvaa suolakäsittelyä. Tulosten tulkintaa hankaloittaa se, että suolakäsittelyn erotustehokkuus voi vaihdella roskien ominaisuuksien vaihdellessa, ja erotustehokkuuden selvittäminen on vaikeaa tai mahdotonta. Stereomikroskoopin avulla visuaalisesti tunnistetut mikroroskat tulisi jaotella ainakin materiaalin (muovi, kumi, maali, asfaltti, paperi, puu jne.), muodon (fragmentti, kalvo, kuitu, pelletti), värin ja mahdollisesti koon mukaan.

Mikroroskien visuaalisen tunnistamisen tulokset tulisi varmistaa spektroskooppisilla menetelmillä. Visuaalinen tunnistaminen voi olla riittävä tarkkailun myöhemässä vaiheessa. Tarkkailussa tulisi määrittää mikroroskien lukumäärä suhteutettuna lumen tilavuuteen ja vesitilavuuteen ja yksityiskohtaisemmassa tutkimuksessa myös mikroroskien paino suhteutettuna lumen tilavuuteen ja vesitilavuuteen. Lumen sisältämien mikroroskien tarkkailutuloksia tulisi hyödyntää lumenhallinnan suunnitteluun ja toteutukseen, mikroroskien lähteiden selvittämiseen ja mikroroskien synnyn ehkäisemiseen.

#### **4.8 Tutkimuksen virhelähteet ja tulosten luotettavuus**

Kiintoainetta ja roskia oli saattanut päätyä tutkittuihin luminäytteisiin myös muualta kuin lumen keräysalueilta. Mahdolliset kontaminaatiolähteitä ovat lumiaura, kuorma-auton lava, Kyläsaaren lumenvastaanottopaikan piha, kauhakuormaajan kauha, lapio, muovisäiliöt, suodatuslaitteisto sekä pesuhallin ja laboratorion ilma. Näistä merkityksellisiksi tutkittaessa kooltaan yli 0,3 mm olevia ei-kuitumaisia roskia arvioitiin polypropeenipinnoitteinen lapio, polyeteenisäiliöt ja suodatuslaitteiston harmaat muoviliittimet. Näistä lähteistä peräisin oleviksi arvioidut kirkkaat muovikalvot ja kirkkaat ja harmaat muovifragmentit on vähennetty roskien lukumäärätuloksista.

Luminäytteiden sisältämää kiintoainetta ja kiintoaineen sisältämiä roskia on saattanut hävitä eri työvaiheissa siirrettäessä kiintoainetta säiliöistä, seuloilta, astioista tai pusseista toisiin. Kiintoaineen häviämistä pyrittiin minimoimaan tekemällä siirrot



mahdollisimman huolellisesti ja mikäli mahdollista huuhtelemalla kiintoaine talteen huolellisesti.

Roskien kokojakaumatuloksiin vaikuttaa se, että iso osa luminäytteiden sisältämistä asfalttipäälyste- ja tiemerkintämaaliroskista oli tarttunut kiinni näytteiden sisältämään sepeliin. Roskien tunnistamisvaiheessa nämä roskat irrotettiin sepelistä, mutta roskaa ei seulottu uudelleen tunnistamisvaiheen jälkeen. Tästä johtuen osa erityisesti raekooltaan 4–8 mm, 2–4 mm ja 1–2 mm olevista roskista on punnittu ja laskettu mukaan näiden roskien todellista raekokoa suurempaan raekokojakeeseen.

Roskien erottaminen kiintoaineesta kylläisen NaCl-liuoksen avulla voi onnistua vain sellaisten roskien osalta, joiden tiheys on liuoksen tiheyttä matalampi. Lumen sisältämien kiintoainepartikkelien koon on havaittu vaikuttavan partikkelien tiheyteen siten, että pienemmillä partikkeleilla on pienempi tiheys (Glenn ja Sansalone 2002 ja Sansalone ym. 2003). Tutkitut partikkelit olivat mineraalipartikkeleita, mutta mikäli myös muilla partikkeleilla on havaittavissa riippuvuus partikkelikoon ja tiheyden välillä, voi roskien suolakäsittelyn erotustehokkuus huonontua roskien koon pienentyessä.

Mikroroskien visuaalisen tunnistamisen tuloksiin liittyy vinoumaa johtuen kirkkaan väristen partikkelien ja kuitujen helpommasta tunnistamisesta (Dris ym. 2015). Esimerkiksi vaaleiden, harmaiden, ruskeiden, mustien ja värittömien partikkelien materiaalia on hankalampi visuaalisesti erottaa ei-synteettisistä materiaaleista, mikä voi johtaa tällaisten mikroroskien määrän aliarvioimiseen (Thompson ym. 2004).

Lumen keräämisajankohdan ja paikan on osoitettu vaikuttavan lumen sisältämien epäpuhtauksien ja kiintoaineen määrään (esimerkiksi Jokinen ym. 1985, Zinger ja Delisle 1988 ja Viklander 1998 ja 1999). Tässä pro gradu -tutkimuksessa oli mahdollista analysoida luminäytteitä vain kolmelta kaupunkialueelta Helsingissä ja vain yhdestä lumikuormasta kultakin alueelta. Näytteiden ei voida sanoa edustavan Helsingissä talven 2015–2016 aikana kerättyä lunta, vaan ne edustavat vain kyseistä näytteenottoajankohtaa kyseisillä näytteenkeräysalueilla. Tulokset antavat ensikäsityksen kaupunkialueelta kerättävän lumen sisältämistä mikroroskista.

## 4.9 Ehdotukset jatkotutkimukselle

Lumen sisältämien roskien ja mikromuovien määrän ja ominaisuuksien tarkempi alueellinen vaihtelu tulisi selvittää jatkotutkimuksissa. Roskien määrä ja ominaisuudet voivat vaihdella paljon myös ajallisesti, ja niiden ajallista vaihtelua talven eri vaiheissa ja eri talvina tulisi tutkia. Lumen satamisen ja keräämisen välisen ajan pituudella on todettu olevan vaikutusta lumen sisältämien epäpuhtauksien ja roskien määrään (Malmqvist 1983, Viklander 1998 ja 1999, Reinosdotter ja Viklander 2005 ja Salla ym. 2012 [Rakennusvirasto 2012]), ja tämä seikka tulisi ottaa tämä huomioon kaikissa jatkotutkimuksissa. Roskien määrää ja ominaisuuksia kaupunkialueilta kerättävässä lumessa maassaoloajan funktiona tulisi tutkia tarkemmin.

Tässä pro gradu -tutkimuksessa luminäytteistä tutkittiin pääasiassa kooltaan yli 1 mm olevia roskia, ja kooltaan 0,3–1 mm olevien roskien lukumäärä tutkittiin vain yhdestä näytteestä kultakin alueelta. Tutkituissa luminäytteissä oli kooltaan 0,3–1 mm olevia roskia yhtä paljon kuin kooltaan yli 1 mm olevia roskia. Jatkotutkimuksissa tulisi selvittää kuinka paljon lumi sisältää kooltaan alle 1 mm olevia roskia mukaan lukien synteettiset kuidut.

Suomen suurimmissa kaupungeissa ja kunnissa kaupunkialueelta kerättyä lunta kaadetaan mereen tai sisävesiin Helsingin lisäksi vain Imatralla (Liite 1). Valtaosa aurauslumesta sijoitetaan maalla sijaitseville lumenvastaanottopaikoille. Näiltäkin vastaanottopaikoilta lumen sulamisvedet päätyvät pääosin vesistöihin vastaanotto- paikkojen lähistöllä. Matalatiheyksiset mikromuovit kelluvat sulavedessä, ja sulaveden suolapitoisuus vaikuttanee kelluvien mikromuovien määrään. Mikromuovien ja muiden mikroroskien määrää, ominaisuuksia ja käyttäytymistä maalla sijaitsevilla lumenvastaanottopaikoilla ja erilaisissa lumensulatusaltaissa ja -laitoksissa tulisi tutkia. Kun tunnetaan mikroroskien käyttäytyminen maalla sijaitsevilla lumenvastaanottopaikoilla, voidaan kehittää erilaisista menetelmiä ja tekniikoita lumen ja sulamisvesien sisältämien roskien poistamiseksi.

Tässä tutkimuksessa lumen sisältämien roskien lähteiksi on arvioitu muovituotteiden, asfalttipäällysteiden, tiemerkintöjen ja autonrenkaiden kulumisen, roskaami-

nen ja riittämätön jätehuolto. Näiden lähteiden merkitys tulisi varmistaa jatkotutkimuksilla. Suolan on havaittu sisältävän mikromuoveja (Yang ym. 2015), jolloin teiden suolaus voi olla mahdollinen mikromuovien lähde. Liukkauden torjunnassa uudelleen käytettävä hiekoitusseppi pestään ja seulotaan ennen käyttöä, mutta on mahdollista, että kierrätetty hiekoitusseppi sisältää mikromuoveja. Jatkossa tulisi-kin tutkia toimivatko teiden suolaukseen käytettävät suolat ja uudelleen käytettävät hiekoitusseppit mikromuovien lähteinä lumeen ja edelleen sisävesiin ja meriin.

Lämpötilan on todettu vaikuttavan mikromuovien mahdollisesti sisältämien hydrofobisten orgaanisten haitta-aineiden sorptioon ja desorptioon (Teuten ym. 2009). Mikromuovien lisäksi myös kumi ja bitumi voivat sisältää haitta-aineita, kuten PAH-yhdisteitä (Bækken 1993 ja Norén ja Naustvoll 2010). Lumen sisältämien roskien mahdollisesti sisältämien haitta-aineiden liukenemista lumeen ja sulaveteen tulisi tutkia. Tämä pro gradu -tutkimus oli ensimmäinen tutkimus, jossa tutkittiin kaupunkialueelta kerättävän lumen sisältämiä mikroroskia, ja lisätutkimusta aiheesta varmasti tarvitaan.

## 5 Yhteenveto ja johtopäätökset

Kaupunkialueelta kerätyn lumen sisältämien roskien lukumäärää ja ominaisuuksia tutkittiin ensimmäisen kerran tässä tutkimuksessa. Roskien painoa on tutkittu aiemmin Turussa, mutta tulosten vertailua hankaloittavat erot tutkimusmenetelmissä. Helsingissä lähiöalueelta Käpylästä kerättyt luminäytteet sisälsivät sekä painoltaan että lukumäärältään enemmän roskaa kuin muiden alueiden luminäytteet. Syyt kaupunkialueiden välisiin eroihin roskien määrässä eivät selvinneet tässä tutkimuksessa.

Yleisin ympäristöstä löytyvä roska on lukuisten lähteiden mukaan tupakantumppi. Kaupunkialueelta kerätyssä lumessa tupakantumppeja yleisempiä roskaa olivat asfalttipäällysteistä ja tiemerkintämaaleista irronneet partikkelit sekä paperi-, muovi- ja kumiroskat. Tutkimuksessa havaittiin, että asfalttipäällysteestä ja tiemerkinnöistä irtoavat partikkelit kulkeutuvat myös asfaltoitujen alueiden ulkopuolelle. Käpylän luminäytteet sisälsivät enemmän paperiroskaa kuin muiden alueiden näytteet, mutta syyt eroon eivät selvinneet tässä tutkimuksessa.

Kaikki tutkitut luminäytteet sisälsivät mikromuoveja. Kaupunkialueelta kerätty lumi sisälsi enemmän mikromuoveja kuin merivesi Suomenlahdella. Hulevedet on tunnistettu mikromuovien reitiksi kaupunkialueilta sisävesiin ja meriin, ja tämän tutkimuksen perusteella mikromuovien reittinä toimii myös kaupunkialueelta kerätyn lumen kaataminen mereen. Lumi sisälsi enemmän mikromuoveja kuin Viikinkimäen jätevedenpuhdistamolta lähtevä puhdistettu yhdyskuntajätevesi. Helsingin keskusta-alueilla ja muutamilla esikaupunkialueilla käytössä oleva jätevesien ja hulevesien sekaviemärointi hankaloittaa jätevedenpuhdistamon toimintaa, mutta mahdollistaa viemäriin päätyvien lumen sulamisvesien sisältämien mikromuovien osittaisen poistamisen ennen vesien johtamista mereen.

Autonrenkaiden kuluminen on arvioitu tärkeimmäksi mikromuovien lähteeksi laskennallisissa tutkimuksissa. Kaupunkialueelta kerätyssä lumessa mahdollisesti autonrenkaista peräisin olevia kumipartikkeleita yleisempiä mikromuoveja olivat tiemerkintämaali- ja muovipartikkelit. Tiemaalipartikkelit olivat lukumäärältään yleis-

simpiä mikromuoveja tiealueilta kerätyissä luminäytteissä. Hakaniemen torilta kerätyssä lumessa noin puolet mikromuoveista oli muovipartikkeleita ja lähes puolet tiemaalipartikkeleita. Suurin osa kaupunkialueelta kerätyn lumen sisältämistä kooltaan 0,3–1 mm olevista mikromuoveista oli muovipartikkeleita. Suurin osa lumen sisältämistä mikromuoveista oli erilaisia fragmentteja. Kuten aiemmissa mikromuovitutkimuksissa myös lumessa yleisimpiä pienten muovipartikkelien materiaaleja olivat polyeteeni ja polypropeeni.

Tässä tutkimuksessa lumen sisältämien roskien lähteiksi on arvioitu asfalttipäällysteiden, tiemerkintöjen, autonrenkaiden, muovituotteiden ja mahdollisesti puu- ja metallituotteiden ja erilaisten tekstiilien kuluminen. Lisäksi lukuisat roskat olivat päätyneet kaupunkialueille roskaamisen tai riittämättömän jätehuollon myötä.

Roskaantuminen on lumen mereenkaadon merkittävin ympäristövaikutus Helsingissä. Meristrategiadirektiivin mukaan roskaantuminen ei ominaisuuksiltaan eikä määrältään saa aiheuttaa haittaa rannikko- ja meriympäristölle. Kaupunkialueelta kerättyä lunta ei Suomessa luokitella jätteeksi, mutta lumen sisältämän jätteen sijoittaminen mereen voidaan katsoa olevan jätelain roskaamiskiellon vastaista. Helsingin kaupungin ohjeiden mukaan lumenvastaanottoaikoille tuotavan lumen tulee olla puhdasta ja jätteetöntä. Kuitenkin tämän tutkimuksen perusteella lumen mereenkaadon myötä Hernesaaren rannassa mereen päättyy normaalilumisena talvena useita tuhansia kiloja roskaa ja arviolta yli viisikymmentä miljoonaa mikromuovipartikkelia. Helsingin kaupungin tulee kehittää lumenhallintaa vähentääkseen sen aiheuttamia ympäristövaikutuksia mukaan lukien roskaantumista.

## 6 Kiitokset

Tämä pro gradu -tutkielma on tehty osana Helsingin kaupungin ja Helsingin yliopiston yhteistä graduprojektia. Kiitän Helsingin Energian 100-vuotisrahastoa pro gradu -tutkielman tekemiseen myönnetystä stipendistä ja analyysirahasta.

Kiitän ohjaajiani Outi Setälää ja erityisesti Salla Selosta runsaasti käytännön avusta ja arvokkaista neuvoista ja kommenteista tutkimuksen kaikissa vaiheissa. Kiitän ohjaajaani Pekka Kauppia hänen tutkimustani kohtaan osoittamastaan kiinnostuksesta. Kiitän Julia Talvitietä avusta ja neuvoista tutkimuksen suunnitteluvaiheessa ja luminäytteiden käsittelyssä.

Kiitän Helsingin kaupungin rakennusviraston Kaisa Komulaista ja Tuomas Lautaniemeä ja Staran Rasmus Luopajarveä ja Juha-Pekka Tissaria käytännön avusta luminäytteiden otossa ja käsittelyssä. Kiitän Staran henkilökuntaa runsaasta avusta luminäytteiden oton ja suodatuksen aikana.

Kiitän Lahden ammattikorkeakoulua mahdollisuudesta analysoida näytteitä FTIR-laitteella ja lehtoria Heidi Rutilaa opastuksesta FTIR-laitteen käyttöön. Kiitän Helsingin yliopiston Ympäristötieteiden laitoksen Lahden laboratorion henkilökuntaa saamastani avusta luminäytteiden käsittelyn ja analysoinnin aikana.

Kiitos äiti, isä, Hanna ja Veera siitä, että olette opettaneet minut luottamaan omiin kykyihini ja arvostamaan maailmaa! Kiitos Esa henkisestä ja taloudellisesta tuesta tämän pitkän prosessin aikana! Helmi, toivottavasti sinä saat paljon mahdollisuuksia nauttia puhtaista meristä!

## 7 Läheteet

- Van Acoleyen, M. Laureysens, I. Lambert, S. Raport, L. Van Sluis, C., Kater, B. van Onselen, E. Veiga, J. ja Ferreira, M. (2013) Marine litter study to support the establishment of an initial quantitative headline reduction target–SFRA0025. Final report. European Commission DG Environment. 315 s.
- Ahlbom, J. ja Duus, U. (1994) Nya hjulspår – en produktstudie av gummidäck. Ruotsiksi. Report 6/94. Swedish Chemicals Agency, Solna, 78 s.
- Allison, R. A. Chiew, F. H. S. ja McMahon, T. A. (1997) Stormwater Gross Pollutants, Industry Report 97/11, Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, December 1997. 17 s.
- Andrady, A. L. (2011) Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605.
- Armitage, N. (2007) The reduction of urban litter in the stormwater drains of South Africa. *Urban Water Journal*, 4(3), 151–172.
- Armitage, N. ja Rooseboom, A. (2000) The removal of urban litter from stormwater conduits and streams: Paper 1- The quantities involved and catchment litter management options. *Water SA*, 26(2), 181–188.
- Armitage, N. Rooseboom, A. Nel, C. ja Townshend, P. (1998) The removal of urban litter from stormwater conduits and streams. *Water Research Commission WRC Report No TT 95/98*. 120 s.
- Arthur, C. Baker, J. ja Bamford, H. (toim.). (2009) Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9–11, 2008. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.
- Au, S. Y. Bruce, T. F. Bridges, W. C. ja Klaine, S. J. (2015) Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(11), 2564–2572.
- Barnes, D. K. Galgani, F. Thompson, R. C. ja Barlaz, M. (2009) Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998.
- Becherucci, M. E. ja Seco Pon, J. P. (2014) What is left behind when the lights go off? Comparing the abundance and composition of litter in urban areas with different intensity of nightlife use in Mar del Plata, Argentina. *Waste Management*, 34(8), 1351–1355.
- Berry, K. J. Kvamme, K. L. ja Mielke Jr, P. W. (1983) Improvements in the permutation test for the spatial analysis of the distribution of artifacts into classes. *American Antiquity*, 48(3), 547–553.

- Björklund, K. Strömwall, A. M. ja Malmqvist, P. A. (2011) Screening of organic contaminants in urban snow. *Water Science and Technology*, 64(1), 206–213.
- Blidberg, E. ja Leander, E. (2017) Plug the marine litter tap. A pilot study on potential marine litter sources in urban areas. Nordic Council of Ministers, TemaNord 2017:501, 64 s.
- Blidberg, E. Bekken, A. L. Bäckström, A. Haaksi, H. Hansen, L. M. Skogen, M. H. Lembrecht Frandsen, B. Thernström, T. ja Ångström, J. (2015) Marine Littering and Sources in Nordic Waters. Nordic Council of Ministers, TemaNord 2015:524, 66 s.
- Bouwmeester, H. Hollman, P. C. H. ja Peters, R. J. B. (2015) Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: Experiences from nanotoxicology. *Environmental Science & Technology*, 49(15), 8932–8947.
- Brennecke, D. Duarte, B. Paiva, F. Caçador, I. ja Canning-Clode, J. (2016) Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 189–195.
- Browne, M. A. Dissanayake, A. Galloway, T. S. Lowe, D. M. ja Thompson, R. C. (2008) Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13), 5026–5031.
- Bækken, T. (1993) Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje. Environmental effects of traffic pollution caused by wear and tear of road surfaces and tyres. Norjaksi. Norsk institutt for vannforskning NIVA, Rapport LNR 2874-1993, 42 s.
- Bækken, T. (1994) Trafikkforurensset snø i Oslo. Norjaksi. Norsk institutt for vannforskning NIVA, Rapport LNR 3131-1994, 60 s.
- Cadle, S. H. ja Williams, R. L. (1978) Gas and particle emissions from automobile tires in laboratory and field studies. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 28(5), 502–507.
- Van Cauwenberghe, L. ja Janssen, C. R. (2014) Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65–70.
- Carpenter, E. J. Anderson, S. J. Harvey, G. R. Miklas, H. P. ja Peck, B. B. (1972) Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178(4062), 749–750.
- CBD ja GEF (2012) Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current Status and Potential Solutions. Secretariat of the Convention on Biological Diversity (CBD) ja Scientific and Technical Advisory Panel–GEF. CBD Technical Series 67, 61 s.
- Colbeck, S. C. (1981) A simulation of the enrichment of atmospheric pollutants in snow cover runoff. *Water Resources Research*, 17(5), 1383–1388.



- Cole, M. Lindeque, P. Fileman, E. Halsband, C. Goodhead, R. Moger, J. ja Galloway, T. S. (2013) Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646–6655.
- Colton, J. B. Burns, B. R. ja Knapp, F. D. (1974) Plastic particles in surface waters of the northwestern Atlantic. *Science*, 185(4150), 491–497.
- Cooper, D. A. ja Corcoran, P. L. (2010) Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, 60(5), 650–654.
- Denier van der Gon, H. A. C. Gerlofs-Nijland, M. E. Gehrig, R. Gustafsson, M. Janssen, N. Harrison, R. M. Hulskotte, J. Johansson, C. Jozwicka, M. Keuken, M. Krijgsheld, K. Ntziachristos, L. Riediker, M. ja Cassee, F. R. (2013) The policy relevance of wear emissions from road transport, now and in the future—an international workshop report and consensus statement. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63(2), 136–149.
- Derraik, J. G. (2002) The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852.
- Dris, R. Gasperi, J. Rocher, V. Saad, M. Renault, N. ja Tassin, B. (2015) Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592–599.
- Engelhard, C. De Toffol, S. Lek, I. Rauch, W. ja Dallinger, R. (2007) Environmental impacts of urban snow management—The alpine case study of Innsbruck. *Science of the Total Environment*, 382(2), 286–294.
- Erhart, D. ja Mauracher, A. (2013) Räumschneeeinbringung in Gewässer – Leitfaden. (Snow clearance in waters – Guide). Saksaksi. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Sachgebiet Schutzwasserwirtschaft und Gewässerökologie. 19 s.
- Eriksen, M. Mason, S. Wilson, S. Box, C. Zellers, A. Edwards, W. Farley, H. ja Amato, S. (2013) Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1), 177–182.
- Eriksen, M. Lebreton, L. C. M. Carson, H. S. Thiel, M. Moore, C. J. Borerro, J. C. Galgani, F. Ryan, P. G. Reisser, J. (2014) Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*, 9(12), e111913.
- Essel, R. Engel, R. Carus, M. ja Ahrens, R. H. (2015) Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany. *Umweltbundesamt, Texte 64/2015*, 45 s.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi yhteisön vesipolitiikan puitteista (vesipuitediirektiivi) (2000/60/EY). Annettu Luxemburgissa 23.10.2000. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti nro L 327, 22.12.2000. Saatavilla: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX:32000L0060>

- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi yhteisön meriympäristöpolitiikan puitteista (meristrategiadirektiivi) (2008/56/EY). Annettu Strasbourgissa 17.6.2008. Euroopan unionin virallinen lehti nro L 164, 25.6.2008. Saatavilla: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX:32000L0060>
- European Commision (2013) Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. A guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive. MSFD Technical Subgroup on Marine Litter. JRC Scientific and Policy Reports. 123 s.
- Fanshawe, T. ja Everard, M. (2002) The Impacts of Marine Litter. Marine Pollution Monitoring Management Group Report of the Marine Litter Task Team (MaLiTT) May 2002. 34 s.
- Farrell, P. ja Nelson, K. (2013) Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1–3.
- Fausser, P. Tjell, J. C. Mosbaek, H. ja Pilegaard, K. (2002) Tire-tread and bitumen particle concentrations in aerosol and soil samples. *Petroleum Science and Technology*, 20(1–2), 127–141.
- Fjäder, P. (2016) Merten roskaantuminen, muovit, mikromuovit ja haitalliset aineet. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2016. 58 s.
- Fraktman, L. (2001) Lumenkaadon vaikutus maaperän haitta-ainepitoisuuksiin. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 11/2001. 16 s.
- Frias, J. P. G. L. Sobral, P. ja Ferreira, A. M. (2010) Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 1988–1992.
- GESAMP (2015) Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. GESAMP Reports and studies, No. 90, 96 s.
- Glenn III, D. W. ja Sansalone, J. J. (2002) Accretion and partitioning of heavy metals associated with snow exposed to urban traffic and winter storm maintenance activities. II. *Journal of Environmental Engineering*, 128(2), 167–185.
- Goldberg, E. D. (1994) Diamonds and plastics are forever?. *Marine Pollution Bulletin*, 28(8), 466.
- Goldstein, M. C. Carson, H. S. ja Eriksen, M. (2014) Relationship of diversity and habitat area in North Pacific plastic-associated rafting communities. *Marine Biology*, 161(6), 1441–1453.
- Gorokhova, E. (2015) Screening for microplastic particles in plankton samples: How to integrate marine litter assessment into existing monitoring programs?. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1), 271–275.

- Gouin, T. Roche, N. Lohmann, R. ja Hodges, G. (2011) A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1466–1472.
- Gregory, M. R. (2009) Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2013–2025.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2012) Vårt uppdrag, Press och media. Tiedote ”Flera ansöker om att få dumpa snö i vatten” Ruotsiksi. [https://www.havochvatten.se/artikel?artikel=822127&referrer=100.304994b6159ebdae8ba8928d\\_rssItem](https://www.havochvatten.se/artikel?artikel=822127&referrer=100.304994b6159ebdae8ba8928d_rssItem) Päivitetty: 14.12.2012 Luettu: 02.02.2017
- Havs- och vattenmyndigheten (2014) Vägledningar, Dumpning ”Vägledning om dumpning av snö i hav, sjöar eller vattendrag” Ruotsiksi. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/provning-och-tillsyn/dumpning/dumpning-och-hantering-av-sno---fragor-och-svar.html> Päivitetty: 14.02.2014 Luettu: 02.02.2017
- HDR ja MGM Management (2009) The City of San Francisco Streets Litter Re-Audit 2009. HDR/ Brown, Vence & Associates, Inc. ja MGM Management. San Francisco Environment Department. 58 s.
- Helsingin kaupungin rakennusvirasto (2012) Ylläpidon tuotekortit, 1000 Kunnossapito, 1100 Asfalttipäällysteiden uusiminen. 23 s.
- Helsingin kaupungin rakennusvirasto (2013) Käyttöehdot lumen vastaanotolle Helsingissä, Espoossa ja Vantaalla 10.9.2013. Saatavilla: [http://www.hel.fi/static/hkr/lumi/lumenvastaanotto\\_kayttoehdot.pdf](http://www.hel.fi/static/hkr/lumi/lumenvastaanotto_kayttoehdot.pdf)
- Helsingin kaupungin rakennusvirasto (2014) Liikennemäärät Helsingin pääkatuverkossa, syyskuu 2014. 5 s. Saatavilla: <http://www.hel.fi/hel2/ksv/Aineistot/Liikennesuunnittelu/Liikennetutkimus/Liikennemaarat.pdf>
- Helsingin kaupunki (2009) Helsingin kaupungin ympäristönsuojelumääräykset 1.3.2009. 14 s. Saatavilla: <http://www.hel.fi/www/Helsinki/fi/asuminen-ja-ymparisto/ymparistonsuojelu/ymparistonsuojelumääräykset/>
- Helsingin kaupunki (2014) Katujen hoitoluokitus <http://www.hel.fi/www/helsinki/fi/kartat-ja-liikenne/kadut-ja-liikennesuunnittelu/katujen-kunnossapito/hoitoluokitus> Päivitetty: 29.08.2014 Luettu: 02.02.2017
- Helsingin kaupunki (2017) Helsingin internet-paikkatietopalvelu <https://kartta.hel.fi> Luettu: 23.5.2017.
- Helsingin kaupunki ja Turun kaupunki (2014) Helsingin ja Turun kaupunkien Itämeri-toimenpideohjelma 2014-2018. Julkaistu 01/2014. 25 s. Saatavilla:

[http://www.itamerihaaste.net/files/910/Helsingin\\_ja\\_Turun\\_Itameri-toimenpideohjelma\\_2014-2018\\_FINAL\\_pienennetty.pdf](http://www.itamerihaaste.net/files/910/Helsingin_ja_Turun_Itameri-toimenpideohjelma_2014-2018_FINAL_pienennetty.pdf)

- Hidalgo-Ruz, V. Gutow, L. Thompson, R. C. ja Thiel, M. (2012) Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075.
- Hirai, H. Takada, H. Ogata, Y. Yamashita, R. Mizukawa, K. Saha, M. Kwan, C. Moore, C. Gray, H. Laursen, D. Zettler, E. R. Farrington, J. W. Reddy, C. M. Peacock, E. E. ja Ward, M. W. (2011) Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1683–1692.
- Ho, C. L. I. ja Valeo, C. (2005) Observations of urban snow properties in Calgary, Canada. *Hydrological Processes*, 19(2), 459–473.
- Holmes, L. A. Turner, A. ja Thompson, R. C. (2012) Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 160, 42–48.
- Huhtinen, T. ja Känkänen, R. (2015) Lumen vastaanoton vaihtoehdot vuoteen 2050. Helsingin kaupungin rakennusviraston raportti. 35 s.
- Håll Sverige Rent (2017a) Skräpprapporten 2017. Ruotsiksi. 42 s. Saatavilla: <http://www.hsr.se/fakta/skrapprapport-2017>
- Håll Sverige Rent (2017b) Statistikportal, Snitt för samtliga förorter. Ruotsiksi. <http://www.hsr.se/fakta/statistikportal/skrapmatningar-i-forort/snitt-antal-skrap-i-fororter> Päivitetty: 10.4.2017 Luettu: 3.5.2017
- Håll Sverige Rent (2017c) Statistikportal, Vanligaste skräpet i tätorter. Ruotsiksi. <http://www.hsr.se/fakta/statistikportal/skrapmatningar-i-stadsmiljo/skrapfraktioner> Päivitetty: 26.4.2017 Luettu: 3.5.2017
- Håll Sverige Rent (2017d) Statistikportal, Vanligaste skräpet i parkmiljö. Ruotsiksi. <http://www.hsr.se/node/960> Päivitetty: 18.4.2017 Luettu: 3.5.2017
- Håll Sverige Rent (2017e) Statistikportal, Vanligaste skräpet i förorter. Ruotsiksi. <http://www.hsr.se/fakta/statistikportal/skrapmatningar-i-forort/vanligaste-skrapet-i-fororter> Päivitetty: 27.4.2017 Luettu: 3.5.2017
- Håll Sverige Rent (2017f) Statistikportal, Skräpprapporter 2009-2016. Ruotsiksi. <http://www.hsr.se/fakta/statistikportal/skrapmatningar-i-stadsmiljo/resultat-ar-och-kommun> Päivitetty: 26.4.2017 Luettu: 16.6.2017
- Håll Sverige Rent (2017g) Statistikportal, Resultat per år och förort. Ruotsiksi. <http://www.hsr.se/node/962> Luettu: 16.6.2017
- Håll Sverige Rent (2017h) Statistikportal, Resultat per år och park. Ruotsiksi. <http://www.hsr.se/fakta/statistikportal/skrapmatningar-i-forort/resultat-ar-och-forort> Luettu: 16.6.2017

- Håll Sverige Rent (2017i) Statistikportal, Snitt för antal skräp i stadsmiljö. Ruotsiksi. <http://www.hsr.se/fakta/statistikportal/skrapmatningar-i-stadsmiljo/snitt-antal-skrap-2009-2015> Päivitetty: 10.4.2017 Luettu: 26.9.2017
- Ilmatieteenlaitos (2016) Paikalliset säähavainnot, Helsinki Kaisaniemi ja Helsinki Kumpula. <http://ilmatieteenlaitos.fi/saa/helsinki> Luettu: 30.1.2016 ja 3.3.2016
- Imatran seudun ympäristötoimi (2013) Imatran kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Voimassa 1.6.2013 alkaen. Saatavilla: <http://www.imatranseudunymparistotoimi.fi/wp-content/uploads/2014/11/Imatran-kgin-ymp-suoj-maaraykset.pdf>
- Imhof, H. K. Schmid, J. Niessner, R. Ivleva, N. P. ja Laforsch, C. (2012) A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(7), 524–537.
- Jambeck, J. R. Geyer, R. Wilcox, C. Siegler, T. R. Perryman, M. Andrady, A. Narayan, R. ja Law, K. L. (2015) Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
- Jokinen, M. Aulio, K. Suokas, P. ja Kronberg, L. (1985) Lumenkaatopaikkojen ympäristövaikutukset. Turun kaupunki, ympäristönsuojelulautakunta. 24 s.
- Jätelaki 646/2011. Annettu Helsingissä 17.6.2011. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2011/20110646>
- Kaittola, H. (2017) Sähköpostikirjeenvaihto Imatran kaupunki ympäristöinsinöörin kanssa 3.2.2017.
- Karlsson, M. (2011) Vägdagvatten – Råd och rekommendationer för val av miljöåtgärd. Trafikverket rådsdokument. 2011:112. 31 s.
- Kerabit (2011) Tuoteseloste Kerabit pakattu bitumi. 2 s. Saatavilla: <http://www.kerabit.fi/tuotteet/massat-ja-jalosteet/76/kerabit-pakattu-bitumi>
- Keskinen, A. (2012) Lumilogistiikan tehostaminen kaupungeissa. Diplomityö. Aalto-yliopisto Insinöörیتieteiden korkeakoulu. 113 s.
- Kilponen, J. (2016) Microplastics and harmful substances in urban runoffs and landfill leachates. Possible emission sources to marine environment. Bachelor's Thesis. Lahti University of Applied Sciences, Faculty of Technology. 69 s.
- Komission päätös 2017/848/EU merivesien hyvän ekologisen tilan vertailuperusteista ja menetelmästandardeista sekä seuranta ja arviointia varten tarkoitetuista täsmennyksistä ja standardoiduista menetelmistä sekä päätöksen 2010/477/EU kumoamisesta. Annettu Brysselissä 17.5.2017. Euroopan unionin virallinen lehti nro L 125, 18.5.2017. Saatavilla: <http://eur->

[lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:32017D0848&from=EN](http://lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:32017D0848&from=EN)

- Kreider, M. L. Panko, J. M. McAtee, B. L. Sweet, L. I. ja Finley, B. L. (2010) Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of the Total Environment*, 408(3), 652–659.
- Kuoppamäki, K. Setälä, H. Rantalainen, A. L. ja Kotze, D. J. (2014) Urban snow indicates pollution originating from road traffic. *Environmental Pollution*, 195, 56–63.
- Kupiainen, K. Tervahattu, H. ja Räisänen, M. (2003) Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *Science of the Total Environment*, 308(1), 175–184.
- Känkänen, R. Paavilainen, J. Järvinen, E. Hosiokangas, J. ja Jäntti, P. (2015) Lumensulatuslaitteen kokeilun seuranta Helsingissä. Helsingin kaupungin rakennusviraston raportti. 32 s.
- Laamanen, M. (toim.) (2016) Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelma 2016–2021. Ympäristöministeriön raportteja 5/2016. 200 s.
- Laist, D. W. (1987) Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 319–326.
- Laist, D. W. (1997) Impacts of Marine Debris: Entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. *Marine debris: sources, impacts, and solutions*. Toim. Coe, J. M. ja Rogers, D. B. Springer-Verlag New York, Inc. 99–139.
- Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä 1299/2004. Annettu 30.12.2004. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2004/20041299>
- Lassen, C. Hansen, S. F. Magnusson, K. Hartmann, N. B. Rehne Jensen, P. Nielsen, T. G. ja Brinch, A. (2015) Microplastics: occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Danish Environmental Protection Agency, Environmental project No. 1793, 2015, 206 s.
- Lautaniemi, T. (2017) Sähköpostikirjeenvaihto Helsingin kaupungin rakennusviraston ylläpitöinsinöörin kanssa 23.3. ja 27.3.2017.
- Liebezeit, G. ja Liebezeit, E. (2013) Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 30(12), 2136–2140.
- Liebezeit, G. ja Liebezeit, E. (2014) Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 31(9), 1574–1578.
- Liikennevirasto (2015) Tiemerikintöjen laatuvaatimukset. Liikenneviraston ohjeita 38/2015. 26 s.

- Lindgren, Å. (1996) Asphalt wear and pollution transport. *Science of the Total Environment*, 189–190, 281–286.
- Lippner, G. Johnston, J. Combs, S. Walter, K. ja Marx, D. (2001) Results of California Department of Transportation litter management pilot study. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, (1743), 1–18.
- Lisper, P. (1974) Om dagvattnets sammansättning och dess variation. Ruotsiksi. Doktorsavhandling. Dissertation Series, Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. 80 s.
- Lygren, E. Gjessing, E. ja Berglind, L. (1984) Pollution transport from a highway. *Science of the Total Environment*, 33(1-4), 147–159.
- Löder, M. G. ja Gerdt, G. (2015) Methodology used for the detection and identification of microplastics – A critical appraisal. *Marine Anthropogenic Litter*. Toim. Bergmann, M. Gutow, L. ja Klages, M. Springer International Publishing. 201–227.
- Lönnstedt, O. M. ja Eklöv, P. (2016) Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. *Science*, 352(6290), 1213–1216.
- Magnusson, K. (2014). Microlitter and other microscopic anthropogenic particles in the sea area off Rauma and Turku, Finland. Swedish Environmental Institute Report U, 4645, 17 s.
- Magnusson, K. Eliasson, K. Fråne, A. Haikonen, K. Hultén, J. Olshammar, M. Stadmark, J. ja Voisin, A. (2016a) Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. A review of existing data. *IVL, C*, 183, 87 s.
- Magnusson, K. Jörundsdóttir, H. Norén, F. Lloyd, H. Talvitie, J. ja Setälä, O. (2016b) Microlitter in sewage treatment systems – A Nordic perspective on waste water treatment plants as pathways for microscopic anthropogenic particles to marine systems. Nordic Council of Ministers. *TemaNord* 2016:510, 56 s.
- Majaneva, S. ja Suonpää, A. (2015) Vedenalaisen roskan kartoitus Helsingin edustan merialueella – pilottiprojekti. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 2/2015. 17 s.
- Malmqvist, P.-A. (1983) Urban stormwater pollutant sources. An analysis of inflows and outflows of nitrogen, phosphorus, lead, zinc and copper in urban areas. Chalmers University of Technology, Department of Sanitary Engineering, Gothenburg, Sweden. 371 s.
- Marais, M. Armitage, N. ja Wise, C. (2004) The measurement and reduction of urban litter entering stormwater drainage systems: Paper 1–Quantifying the



- problem using the City of Cape Town as a case study. *Water SA*, 30(4), 469–482.
- MARLIN (2013) Final report of Baltic marine litter project MARLIN. Litter Monitoring and raising awareness 2011–2013. 28 s.
- McCune, B. Grace, J. B. ja Urban, D. L. (2002). Analysis of ecological communities. Gleneden Beach: MjM software design. 304 s.
- Moore, C. J. (2008) Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108, 131–139.
- Moriwaki, H. Kitajima, S. ja Katahira, K. (2009) Waste on the roadside, ‘poisute’ waste: its distribution and elution potential of pollutants into environment. *Waste Management*, 29(3), 1192–1197.
- MSW Consultants (2009). 2009 National visible litter survey and litter cost study. Final Report. Keep America Beautiful. 103 s.
- Muotka, K. (2009) Helsingin ulkoilureittien ja puistojen roskaantuminen. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2009. 40 s.
- NCC (2013) NCC Snow-melting<sup>TM</sup>. Process för snösmältningsanläggning. Norjaksi. 2 s. Saatavilla: [https://www.ncc.se/globalassets/vart-erbjudande/ncc\\_snow\\_melting\\_faktablad\\_2013.pdf](https://www.ncc.se/globalassets/vart-erbjudande/ncc_snow_melting_faktablad_2013.pdf)
- nefer.xyz (2016) Menneisyyden sää, Helsinki Kaisaniemi ja Helsinki Kumpula. <http://nefer.xyz/past/> Luettu 7.12.2016
- Nordqvist, K. Galfi, H. Österlund, H. Marsalek, J. Westerlund, C. ja Viklander, M. (2014) Measuring solids concentrations in urban stormwater and snowmelt: a new operational procedure. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(9), 2172–2183.
- Norén, F. (2007) Small plastic particles in coastal Swedish waters. KIMO Sweden. 11 s.
- Norén, F. ja Naustvoll, L.-J. (2010) Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak. Klima- og forurensningsdirektoratet. TA 2779–2011, 20 s.
- Norén, F. Ekendahl, S. ja Johansson, U. (2009) Mikroskopiska antropogena partiklar i Svenska hav. Ruotsiksi. N-research. 15 s.
- Norén, F. Norén, K. ja Magnusson, K. (2014) Marint mikroskopiskt skräp – Undersökning längs svenska västkusten 2013 & 2014. Ruotsiksi. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten ja IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport 2014:52. 23 s.
- Norén, K. Haikonen, K. ja Norén, F. (2015) Marint mikroskopiskt skräp. Längs Skånes kust. Ruotsiksi. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport NR C 139. 40 s.



- Nuelle, M.-T. Dekiff, J. H. Remy, D. ja Fries, E. (2014) A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161–169.
- Näkki, P. (2016) Bioturbaation merkitys mikromuovin kulkeutumisessa pohjoisen Itämeren pehmeillä pohjilla. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto. 66 s.
- Obbard, R. W., Sadri, S. Wong, Y. Q. Khitun, A. A. Baker, I. ja Thompson, R. C. (2014) Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2(6), 315-320.
- Oberts, G. L. Marsalek, J. ja Viklander, M. (2000) Review of water quality impacts of winter operation of urban drainage. *Water Quality Research Journal of Canada*, (35)4, 781–808.
- Ocean Conservancy (2016) 30th Anniversary International Coastal Cleanup. 28 s. Saatavilla: <http://www.oceanconservancy.org/our-work/marine-debris/2016-data-release/2016-data-release-1.pdf>
- Paramonov, M. Grönholm, T. ja Virkkula, A. (2011) Below-cloud scavenging of aerosol particles by snow at an urban site in Finland. *Boreal Environment Research*, 16, 304–320.
- PlasticsEurope (2013) *Plastics – the Facts 2013*. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. Päivitetty 14.10.2013. Saatavilla: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2013.aspx?Page=DOCUMENT&FolID=2>
- PlasticsEurope (2015) *Plastics - the Facts 2015*. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. Päivitetty: 09.11.2015. Saatavilla: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2015.aspx?Page=DOCUMENT&FolID=2>
- Puttonen, J. Saarnio, S-P. ja Airola, J. (2012) Lakaisukonejätteen välivarastointiselvitys 2012. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Julkaisematon esitys.
- Regmi, B. Talvitie, J. Salminen, P. ja Klingstedt, F. (2015) Micro litter in storm waters. A case study: City of Turku. City of Turku Environmental Publications 2/2015, 15 s.
- Rehse, S. Kloas, W. ja Zarfl, C. (2016) Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 153, 91–99.
- Reinosdotter, K. (2007) *Sustainable Snow Handling*. Doctoral Thesis. Luleå University of Technology Department of Civil, Mining and Environmental Engineering Division of Architecture and Infrastructure. 2007:12. 31 s.
- Reinosdotter, K. ja Viklander, M. (2005) A comparison of snow quality in two Swedish municipalities – Luleå and Sundsvall. *Water, Air, & Soil Pollution*, 167(1), 3–16.

- Reinosdotter, K. ja Viklander, M. (2006) Handling of urban snow with regard to snow quality. *Journal of Environmental Engineering*, 132(2), 271–278.
- Rios, L. M. Moore, C. ja Jones, P. R. (2007) Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230–1237.
- Rochman, C. M. Hoh, E. Hentschel, B. T. ja Kaye, S. (2013) Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 47(3), 1646–1654.
- Rochman, C. M. Hentschel, B. T. ja Teh, S. J. (2014) Long-term sorption of metals is similar among plastic types: implications for plastic debris in aquatic environments. *PLoS One*, 9(1), e85433.
- Rogge, W. F. Hildemann, L. M. Mazurek, M. A. Cass, G. R. ja Simoneit, B. R. (1993) Sources of fine organic aerosol. III: Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: roads as sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 27(9), 1892–1904.
- Romeo, T. Pietro, B. Pedà, C. Consoli, P. Andaloro, F. ja Fossi, M. C. (2015) First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 358–361.
- Ryan, P. G. ja Moloney, C. L. (1990) Plastic and other artefacts on South African beaches: Temporal trends in abundance and composition. *South African Journal of Science*, 86(7), 450–452.
- Salla, A. Nurmi, P ja Riipinen, M. (2012) Lumen läjityksen ympäristövaikutukset Helsingissä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/2012. 50 s.
- Sansalone, J. J. Glenn III, D. W. ja Tribouillard, T. (2003) Physical and chemical characteristics of urban snow residuals generated from traffic activities. *Water, Air, & Soil Pollution*, 148(1–4), 45–60.
- Seco Pon, J. P. ja Becherucci, M. E. (2012) Spatial and temporal variations of urban litter in Mar del Plata, the major coastal city of Argentina. *Waste Management*, 32(2), 343–348.
- Setälä, O. Fleming-Lehtinen, V. ja Lehtiniemi, M. (2014) Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77–83.
- Setälä, O. Magnusson, K. Lehtiniemi, M. ja Norén, F. (2016) Distribution and abundance of surface water microlitter in the Baltic Sea: A comparison of two sampling methods. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 177–183.
- Skogsberg, K. ja Nordell, B. (2001) The Sundsvall hospital snow storage. *Cold Regions Science and Technology*, 32(1), 63–70.

- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 1352/2015. Annettu Helsingissä 17.11.2015. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2015/20151352>
- Stockholms stad (2016) Trafik & Stadsplanering, Gator och tor, Snö och halka, Bortforsling av snö. Ruotsiksi. Päivitetty: 17.11.2016 <http://www.stockholm.se/TrafikStadsplanering/Gator-och-torg/Sno-och-halka/Bortforsling-av-sno/> Luettu: 13.2.2017.
- Sundt, P. Schulze, P. E. ja Syversen, F. (2014) Sources of microplastic-pollution to the marine environment. Norwegian Environment Agency Miljødirektoret, Project report, 86 s.
- Sussarellu, R. Suquet, M. Thomas, Y. Lambert, C. Fabioux, C. Pernet, M. E. J. Le Goïca, N. Quillien, V. Mingant, C. Epelboin, Y. Corporeau, C. Guyomarch, J. Robbens, J. Paul-Pont, I. Soudant, P. ja Huvet, A. (2016) Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(9), 2430–2435.
- Talvitie, J. Heinonen, M. ja Pääkkönen, J-P. (2014) Esiselvitys HSY:n jätevedenpuhdistamoiden vaikutuksista mikroskooppisen muovirokkan määrään Helsingin merialueella. Helsingin seudun ympäristöpalvelut - kuntayhtymä. 29 s.
- Talvitie, J. Heinonen, M. Pääkkönen, J. P. Vahtera, E. Mikola, A. Setälä, O. ja Vahala, R. (2015) Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science and Technology*, 72(9), 1495–1504.
- Tatarniuk, C. Donahue, R. ja Sego, D. (2009) Snow characterization at a city snow storage facility. *Journal of Cold Regions Engineering*, 23(4), 136–142.
- Tervahattu, H. Kupiainen, K. ja Räisänen, M. (2005) Tutkimuksia katupölyn koostumuksesta ja lähteistä. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2005:12. 56 s.
- Teuten, E. L. Rowland, S. J. Galloway, T. S. ja Thompson, R. C. (2007) Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology*, 41(22), 7759–7764.
- Teuten, E. L. Saquing, J. M. Knappe, D. R. Barlaz, M. A. Jonsson, S. Björn, A. Rowland, S. J. Thompson, R. C. Galloway, T. S. Yamashita, R. Ochi, D. Watanuki, Y. Moore, C. Viet, P. H. Tana, T. S. Prudente, M. Boonyatumanond, R. Zakaria, M. P. Akkhavong, K. Ogata, Y. Hirai, H. Iwasa, S. Mizukawa, K. Hagino, Y. Imamura, A. Saha, M. ja Takada, H. (2009) Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045.
- Thompson, R. C. Olsen, Y. Mitchell, R. P. Davis, A. Rowland, S. J. John, A. W. McGonigle, D. ja Russell, A. E. (2004) Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304(5672), 838–838.

- UNEP (2001) Marine litter – trash that kills. United Nations Environment Programme, 16 s.
- UNEP (2005) Marine litter, an analytical overview. United Nations Environment Programme, 47 s.
- Uneputti, P. ja Evans, S. M. (1997) The impact of plastic debris on the biota of tidal flats in Ambon Bay (Eastern Indonesia). *Marine Environmental Research*, 44(3), 233–242.
- Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007. Annettu Helsingissä 1.3.2007. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2007/20070214>
- Valtioneuvoston asetus merenhoidon järjestämisestä 980/2011. Annettu Helsingissä 25.8.2011. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2011/20110980>
- Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä annetun asetuksen muuttamisesta 341/2009. Annettu Helsingissä 20.5.2009. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2009/20090341>
- Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen muuttamisesta 1308/2015. Annettu Helsingissä 5.11.2015. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2015/20151308>
- Valtioneuvoston asetus ympäristönsuojelusta 713/2014. Annettu Helsingissä 4.9.2014. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140713>
- Viklander, M. (1996) Urban snow deposits – pathways of pollutants. *Science of the Total Environment* 189–190, 379–384.
- Viklander, M. (1998) Snow quality in the city of Luleå, Sweden—time-variation of lead, zinc, copper and phosphorus. *Science of the Total Environment*, 216(1), 103–112.
- Viklander, M. (1999) Substances in urban snow. A comparison of the contamination of snow in different parts of the city of Luleå, Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution*, 114(3–4), 377–394.
- Vuorio, T. (2012) Tiemerikintöjen paluuehjästävyys vuoden eri aikoina. Diplomityö. Aalto-yliopisto, Insinööritieteiden korkeakoulu, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos. 94 s.
- Wagner, M. Scherer, C. Alvarez-Muñoz, D. Brennholt, N. Bourrain, X. Buchinger, S. Fries, E. Grosbois, C. Klasmeier, J. Marti, T. Rodriguez-Mozaz, S. Urbatzka, R. Vethaak, A. D. Winther-Nielsen, M. ja Reifferscheid, G. (2014) Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 1–9.

- Watkins, E. ten Brink, P. Withana, S. Mutafoğlu, K. Schweitzer, J-P. Russi, D. ja Kettunen, M. (2015) Marine litter: Socio-economic study. Scoping report. Institute for European Environmental Policy. 22 s.
- Westerlund, C. (2007) Road runoff quality in cold climates. Doctoral thesis. Luleå Tekniska Universitet, Department of Civil, Mining and Environmental Engineering, Division of Architecture and Infrastructure. 2007:37. 46 s.
- Westerlund, C. ja Viklander, M. (2006) Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total Environment*, 362(1), 143–156.
- Westerlund, C. Viklander, M. Nordqvist, K. Galfi, H. ja Marsalek, J. (2011) Particle pathways during urban snowmelt and mass balance of selected pollutants. 12<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brazil, 11.–16.09.2011. 7 s.
- Wilcox, C. Van Sebille, E. ja Hardesty, B. D. (2015) Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(38), 11899–11904.
- Wright, S. L. Thompson, R. C. ja Galloway, T. S. (2013a) The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492.
- Wright, S. L. Rowe, D. Thompson, R. C. ja Galloway, T. S. (2013b) Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, 23(23), R1031–R1033.
- WSP Finland Oy (2010) Lumen vastaanottopaikat -selvitys. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut 2010:16. 98 s.
- Wurpel, G. Van den Akker, J. Pors, J. ja Ten Wolde, A. (2011) Plastics do not belong in the ocean. Towards a roadmap for a clean North Sea. IMSA Amsterdam. 104 s.
- Yang, D. Shi, H. Li, L. Li, J. Jabeen, K. ja Kolandhasamy, P. (2015) Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology*, 49(22), 13622–13627.
- Ympäristöministeriö (2014) Jätelain eräiden säännösten tulkintalinjauksia. Muistio. Ympäristönsuojeluosasto. 43 s.
- Ympäristönsuojelulaki 527/2014. Annettu Naantalissa 27.6.2014. Saatavilla: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140527>
- Zarfl, C. ja Matthies, M. (2010) Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic?. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1810–1814.

- Zettler, E. R. Mincer, T. J. ja Amaral-Zettler, L. A. (2013) Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 47(13), 7137–7146.
- Zinger, I. ja Delisle, C.F. (1988) Quality of used-snow discharged in the St-Lawrence river, in the region of the Montreal harbor. *Water, Air, & Soil Pollution*, 39(1–2), 47–57.

LIITE 1 Suhtautuminen lumen vesistöön ja mereen sijoittamiseen Suomen 50 suurimman kaupungin ja kunnan ympäristönsuojelumääräyksissä.

Taulukko A. Suhtautuminen lumen vesistöön ja mereen sijoittamiseen Suomen 50 suurimman kaupungin ja kunnan ympäristönsuojelumääräyksissä. Kaupungit ja kunnat asukasluvun mukaan suuruusjärjestyksessä.

Kielletty	Sallittu	Edellyttää ympäristöluvan	Ei ympäristönsuojelumääräyksiä*
Espoo <sup>1</sup>	Helsinki <sup>29</sup>	Lappeenranta <sup>38</sup>	Pori <sup>42</sup>
Tampere <sup>2</sup>	Jyväskylä <sup>30</sup>	Kirkkonummi <sup>39</sup>	Hämeenlinna <sup>43</sup>
Vantaa <sup>3</sup>	Mikkeli <sup>31</sup>	Vihti <sup>40</sup>	Rovaniemi
Oulu <sup>4</sup>	Kotka <sup>32</sup>	Raasepori <sup>41</sup>	Rauma <sup>44</sup>
Turku <sup>5</sup>	Hyvinkää <sup>33</sup>		Tuusula
Lahti <sup>6</sup>	Savonlinna <sup>34</sup>		Kajaani
Kuopio <sup>7</sup>	Imatra <sup>35</sup>		Raahe
Kouvola <sup>8</sup>	Sastamala <sup>36</sup>		Siilinjärvi
Joensuu <sup>9</sup>	Raisio <sup>37</sup>		Kemi
Vaasa <sup>10</sup>			
Seinäjoki <sup>11</sup>			
Salo <sup>12</sup>			
Porvoo <sup>13</sup>			
Kokkola <sup>14</sup>			
Nurmijärvi <sup>15</sup>			
Järvenpää <sup>16</sup>			
Kerava <sup>17</sup>			
Nokia <sup>18</sup>			
Ylöjärvi <sup>19</sup>			
Kaarina <sup>20</sup>			
Kangasala <sup>21</sup>			
Riihimäki <sup>22</sup>			
Hollola <sup>23</sup>			
Lempäälä <sup>24</sup>			
Tornio <sup>25</sup>			
Iisalmi <sup>26</sup>			
Kurikka <sup>27</sup>			
Lohja <sup>28</sup>			

\* Ei ympäristönsuojelumääräyksiä tai ympäristönsuojelumääräyksissä ei mainita ollenkaan lumenkäsittelyä.

- <sup>1</sup> Espoon kaupunki (2013)
- <sup>2</sup> Tampereen kaupunki (2013)
- <sup>3</sup> Vantaan kaupunki (2013)
- <sup>4</sup> Oulun kaupunki (2013)
- <sup>5</sup> Turun kaupunki (2015)
- <sup>6</sup> Lahden kaupunki (2011)
- <sup>7</sup> Kuopion kaupunki (2015)
- <sup>8</sup> Kouvolan kaupunki (2013)
- <sup>8</sup> Kouvolan kaupunki (2013)
- <sup>9</sup> Joensuun kaupunki (2015)
- <sup>10</sup> Vaasan kaupunki (2006)
- <sup>11</sup> Seinäjoen kaupunki (2012)
- <sup>12</sup> Salon kaupunki (2012)
- <sup>13</sup> Porvoon kaupunki (2012)
- <sup>14</sup> Kokkolan kaupunki (2011)
- <sup>15</sup> Nurmijärven kunta (2012)
- <sup>16</sup> Järvenpään kaupunki (2014)
- <sup>17</sup> Keravan kaupunki (2014)
- <sup>18</sup> Nokian kaupunki (2013)
- <sup>19</sup> Ylöjärven kaupunki (2013)
- <sup>20</sup> Kaarinan kaupunki (2016)
- <sup>21</sup> Kangasalan kunta (2013)
- <sup>22</sup> Riihimäen kaupunki (2007)
- <sup>23</sup> Hollolan kunta (2016)
- <sup>24</sup> Lempäälän kunta (2016)
- <sup>25</sup> Tornion kaupunki (2012)
- <sup>26</sup> Iisalmen kunta (2012)
- <sup>27</sup> Kurikan kaupunki (2016)
- <sup>28</sup> Lohjan kaupunki (2017)
- <sup>29</sup> Helsingin kaupunki (2009)
- <sup>30</sup> Jyväskylän kaupunki (2009)
- <sup>31</sup> Mikkelin kaupunki (2009)
- <sup>32</sup> Kotkan kaupunki (2014)
- <sup>33</sup> Hyvinkään kaupunki (2008)
- <sup>34</sup> Savonlinnan kaupunki (2016)
- <sup>35</sup> Imatran seudun ympäristötoimi (2013)
- <sup>36</sup> Sastamalan kaupunki (2013)
- <sup>37</sup> Raision kaupunki (2003)
- <sup>38</sup> Lappeenrannan kaupunki (2011)
- <sup>39</sup> Kirkkonummen kunta (2006)
- <sup>40</sup> Vihdin kunta (2012)
- <sup>41</sup> Raaseporin kaupunki (2016)
- <sup>42</sup> Porin kaupunki (2015)
- <sup>43</sup> Hämeenlinnan kaupunki (2011)
- <sup>44</sup> Rauman kaupunki (2009)



## Lähteet

Espoon kaupunki (2013) Espoon kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 18.11.2013, astuivat voimaan 1.3.2014. 33 s. Saatavilla: <http://www.espoo.fi/download/noname/{D1CEB286-6CF8-49F8-8234-7827F20B9927}/53618>

Helsingin kaupunki (2009) Helsingin kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Astuivat voimaan 1.3.2009. 14 s. Saatavilla: <http://www.hel.fi/static/ymk/esitteet/ymparistonsuojelumaaraykset.pdf>

Hollolan kunta (2016) Hollolan kunnan ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kunnanvaltuustossa 7.11.2016, astuivat voimaan 1.1.2017. 15 s. Saatavilla: [http://www.hollola.fi/library/files/586a49c9c91058c5300013e0/Hollolan\\_kunnan\\_ymparistonsuojelumääräykset\\_voimaan\\_1.1.2017.pdf](http://www.hollola.fi/library/files/586a49c9c91058c5300013e0/Hollolan_kunnan_ymparistonsuojelumääräykset_voimaan_1.1.2017.pdf)

Hyvinkään kaupunki (2008) Hyvinkään kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 1.12.2008, astuivat voimaan 10.1.2009. 20 s. Saatavilla: <http://www.hyvinkaa.fi/globalassets/asuminen-ja-ymparisto/ymparistonsuojelu-ja-valvonta/liitteet/ymparistonsuojelumaaraykset.pdf>

Hämeenlinnan kaupunki (2011) Hämeenlinnan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 10.10.2011, astuivat voimaan 1.11.2011. Saatavilla: <http://www.hameenlinna.fi/pages/376468/Ympsuojelumääräykset%201.11.2011-.pdf>

Iisalmen kunta (2012) Ympäristönsuojelumääräykset 2012. Hyväksytty kunnanvaltuustossa 16.4.2012, astuivat voimaan 30.5.2012. 34 s. Saatavilla: <http://www.iisalmi.fi/loader.aspx?id=b0052e2f-f8f7-4214-a82e-0b6caf5538f9>

Imatran seudun ympäristötoimi (2013) Imatran kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Voimassa 1.6.2013 alkaen. Saatavilla: <http://www.imatranseudunymparistotoimi.fi/wp-content/uploads/2014/11/Imatran-kgin-ymp-suoj-määräykset.pdf>

Joensuun kaupunki (2015) Joensuun kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 16.11.2015, astuivat voimaan 1.1.2016. 12 s. Saatavilla: <http://www.joensuu.fi/documents/11127/239050/Joensuun+kaupungin+ymparistonsuojelumääräykset+1.1.2016/f3aa5445-9a8a-4c8c-b135-024b2ea26e48>

Jyväskylän kaupunki (2009) Jyväskylän kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Tarkastettu kaupunginvaltuustossa 25.3.2013, astuivat voimaan 27.8.2013. Saatavilla: <http://www3.jkl.fi/hakemisto/sivu.php/asia/2739>

LIITE 1 Suhtautuminen lumen vesistöön ja mereen sijoittamiseen Suomen 50 suurimman kaupungin ja kunnan ympäristönsuojelumääräyksissä.

Järvenpään kaupunki (2014) Järvenpään kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 9.6.2014, astuivat voimaan 17.7.2014. 12 s. Saatavilla: [https://www.jarvenpaa.fi/attachments/text\\_editor/4160.pdf](https://www.jarvenpaa.fi/attachments/text_editor/4160.pdf)

Kaarinan kaupunki (2016) Kaarinan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Astuivat voimaan 1.1.2016. 17 s. Saatavilla: [https://www.kaarina.fi/ymparisto\\_ja\\_luonto/ymparistovalvonta/maatarkukset/](https://www.kaarina.fi/ymparisto_ja_luonto/ymparistovalvonta/maatarkukset/)

Kangasalan kunta (2013) Kangasalan ympäristönsuojelumääräykset 2013. Hyväksytty kunnanvaltuustossa 9.12.2013, astuivat voimaan 1.1.2014. 12 s. Saatavilla: [http://www.kangasala.fi/@Bin/3170080/Ymparistonsuojelumääräykset\\_2013.pdf](http://www.kangasala.fi/@Bin/3170080/Ymparistonsuojelumääräykset_2013.pdf)

Keravan kaupunki (2014) Kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 8.12.2014, astuivat voimaan 16.1.2015. 12 s. Saatavilla: [http://www.kerava.fi/Documents/Asuinymparisto%20ja%20rakentaminen/Rakennusvalvonta/Keravan\\_ymparistonsuojelumaatarkukset\\_2014.pdf](http://www.kerava.fi/Documents/Asuinymparisto%20ja%20rakentaminen/Rakennusvalvonta/Keravan_ymparistonsuojelumaatarkukset_2014.pdf)

Kirkkonummen kunta (2006) Kirkkonummen kunnan ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kunnanvaltuustossa 29.06.2006, astuivat voimaan 10.8.2006. Saatavilla: [http://www.kirkkonummi.fi/instancedata/prime\\_product\\_julkaisu/kirkkonummi/embeds/kirkkonummiwwwstructure/25500\\_Voimassa\\_olevat\\_ymparistonsuojelumaatarkukset.pdf](http://www.kirkkonummi.fi/instancedata/prime_product_julkaisu/kirkkonummi/embeds/kirkkonummiwwwstructure/25500_Voimassa_olevat_ymparistonsuojelumaatarkukset.pdf)

Kokkolan kaupunki (2011) Kokkolan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 29.8.2011, astuivat voimaan 4.10.2011. 18 s. Saatavilla: [http://www.kokkola.fi/palvelut/ymparisto\\_ja\\_luonto/ymparistonsuojelu\\_ja\\_valvonta/ymparistonsuojelumaatarkukset/](http://www.kokkola.fi/palvelut/ymparisto_ja_luonto/ymparistonsuojelu_ja_valvonta/ymparistonsuojelumaatarkukset/)

Kotkan kaupunki (2014) Kotkan kaupungin ja Pyhtään kunnan ympäristönsuojelumääräykset. Astuivat voimaan 1.10.2014. 9 s. Saatavilla: [http://www.kotka.fi/asukkaalle/ymparistonsuojelu\\_ja\\_ymparistoterveys/ymparistonsuojelu/ymparistonsuojelu-maatarkukset](http://www.kotka.fi/asukkaalle/ymparistonsuojelu_ja_ymparistoterveys/ymparistonsuojelu/ymparistonsuojelu-maatarkukset)

Kouvola kaupunki (2013) Kouvola kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 10.6.2013, astuivat voimaan 1.8.2013. 18 s. Saatavilla: [https://www.kouvola.fi/material/attachments/tekninenjajymparistotoimi/ymparistopalvelut/6Ips20IWL/Kouvolan\\_ymparistonsuojelumaatarkukset.pdf](https://www.kouvola.fi/material/attachments/tekninenjajymparistotoimi/ymparistopalvelut/6Ips20IWL/Kouvolan_ymparistonsuojelumaatarkukset.pdf)

Kuopion kaupunki (2015) Kuopion kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty ympäristö- ja rakennuslautakunnassa 12.11.2015, astuivat voimaan 1.1.2016. 35 s. Saatavilla: <https://www.kuopio.fi/documents/7369547/7582394/Kuopion+kaupungin+ymparistonsuojelumääräykset/0c72b763-8af9-4fe5-88df-a00a51532315>

LIITE 1 Suhtautuminen lumen vesistöön ja mereen sijoittamiseen Suomen 50 suurimman kaupungin ja kunnan ympäristönsuojelumääräyksissä.

Kurikan kaupunki (2016) Kurikan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 8.2.2016, astuivat voimaan 1.1.2016. 15 s. Saatavilla:

[http://www.kurikka.fi/files/Tiedostot/Ymparistonsuojelumaaraykset\\_2016.pdf](http://www.kurikka.fi/files/Tiedostot/Ymparistonsuojelumaaraykset_2016.pdf)

Lahden kaupunki (2011) Lahden kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 7.11.2011, astuivat voimaan 1.1.2012. 12 s. Saatavilla:

<https://www.lahti.fi/PalvelutSite/YmparistoSite/Documents/Lahden%20ymparistonsuojelumääräykset%2001012012.pdf>

Lappeenrannan kaupunki (2011) Lappeenrannan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 29.8.2011, astuivat voimaan 1.10.2011. Saatavilla:

<http://www.lappeenranta.fi/fi/Palvelut/Ymparisto/Ymparistovalvonta-ja-lupa-asiat/Ymparistonsuojelumaaraykset>

Lempäälän kunta (2016) Lempäälän kunnan ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kunnanvaltuustossa 19.06.2013, astuivat voimaan 1.8.2013. 15 s. Saatavilla:

[http://www.lempaala.fi/site/assets/files/11386/ympsuojmaar\\_lopullinen.pdf](http://www.lempaala.fi/site/assets/files/11386/ympsuojmaar_lopullinen.pdf)

Lohjan kaupunki (2017) Lohjan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 14.1.2015, astuivat voimaan 29.6.2017. Saatavilla:

[http://www.lohja.fi/Liitetiedostot/Kaupunkisuunnittelu/ymp%F6rist%F6yksi kk%F6/KH\\_hyv%F6ksyt\\_ymp%F6rist%F6nsuojelum%F6%F6r%F6ykset\\_290617.pdf](http://www.lohja.fi/Liitetiedostot/Kaupunkisuunnittelu/ymp%F6rist%F6yksi kk%F6/KH_hyv%F6ksyt_ymp%F6rist%F6nsuojelum%F6%F6r%F6ykset_290617.pdf)

Mikkelin kaupunki (2009) Mikkelin kaupungin sekä Hirvensalmen, Ristiinan, Mäntyharjun, Pertunmaan ja Suomenniemen kunnan ympäristönsuojelumääräykset. Tarkastettu kaupunginvaltuustossa 11.6.2012, astuivat voimaan 19.12.2012. Saatavilla:

[http://www.mikkeli.fi/files/atoms/files/ysm2012\\_0.pdf](http://www.mikkeli.fi/files/atoms/files/ysm2012_0.pdf)

Nokian kaupunki (2013) Nokian kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 9.12.2013, astuivat voimaan 1.2.2014. 12 s. Saatavilla:

<http://www.nokiankaupunki.fi/@Bin/6747543/YMPARISTONSUOJELUM AARAYKSET NOKIA 2014.pdf>

Nurmijärven kunta (2012) Nurmijärven kunnan ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kunnanvaltuustossa 20.6.2012, astuivat voimaan 1.9.2012. 10 s. Saatavilla:

[http://www.nurmijarvi.fi/filebank/5818-VALTUUSTO\\_hyva776%3Bksyma776%3Bt\\_Nurmija776%3Brvi\\_ympa776%3Bristo776%3Bnsuojeluma776%3Ba776%3Bra776%3Bykset.pdf](http://www.nurmijarvi.fi/filebank/5818-VALTUUSTO_hyva776%3Bksyma776%3Bt_Nurmija776%3Brvi_ympa776%3Bristo776%3Bnsuojeluma776%3Ba776%3Bra776%3Bykset.pdf)

Oulun kaupunki (2013) Oulun kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 16.12.2013, astuivat voimaan 20.12.2013.

LIITE 1 Suhtautuminen lumen vesistöön ja mereen sijoittamiseen Suomen 50 suurimman kaupungin ja kunnan ympäristönsuojelumääräyksissä.

9 s. Saatavilla: <https://www.ouka.fi/documents/64417/610b8c58-27b9-47c7-ba2c-22bd22e20688>

Porvoon kaupunki (2012) Ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 29.8.2012, astuivat voimaan 7.10.2012. 24 s. Saatavilla: [http://www.porvoo.fi/library/files/5695f5cced6b978d5201343d/hyvaksyttymaarays290812\\_suomi.pdf](http://www.porvoo.fi/library/files/5695f5cced6b978d5201343d/hyvaksyttymaarays290812_suomi.pdf)

Porin kaupunki (2015) Porin kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 16.11.2015, astuivat voimaan 1.1.2016. Saatavilla: [https://www.pori.fi/material/attachments/hallintokunnat/ymparistovirasto/hallinto/ymparistonsuojelu/eJ5VBC6m1/Ymparistonsuojelumaaraykset\\_voimaan\\_01-01-2016.pdf](https://www.pori.fi/material/attachments/hallintokunnat/ymparistovirasto/hallinto/ymparistonsuojelu/eJ5VBC6m1/Ymparistonsuojelumaaraykset_voimaan_01-01-2016.pdf)

Raaseporin kaupunki (2016) Raaseporin ympäristönsuojelumääräykset. Luonnos 4.1.2016. Saatavilla: <http://www.raasepori.fi/luonto-ja-ymparisto>

Raision kaupunki (2003) Raision kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 7.4.2003, astuivat voimaan 1.6.2003. 11 s. Saatavilla: [http://www.raisio.fi/palvelut-a-o/ymparisto-ja-luonto/ymparistonsuojelu/fi\\_FI/ymparistonsuojelu/](http://www.raisio.fi/palvelut-a-o/ymparisto-ja-luonto/ymparistonsuojelu/fi_FI/ymparistonsuojelu/)

Rauman kaupunki (2009) Rauman kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 2.3.2009, astuivat voimaan 11.4.2009. Saatavilla: <https://www.rauma.fi/wp-content/uploads/2016/11/1-28-08-Rauman-kaupungin-ymparistonsuojelumaaraykset.pdf>

Riihimäen kaupunki (2007) Riihimäen kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 23.4.2007, astuivat voimaan 1.6.2007. 11 s. Saatavilla: <http://www.riihimaki.fi/wp-content/uploads/sites/3/2015/01/Riihimaen-kaupungin-ymparistonsuojelumaaraykset.pdf>

Salon kaupunki (2012) Salon kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 3.9.2012, astuivat voimaan 1.1.2013. 15 s. Saatavilla: <http://www.salo.fi/attachements/2012-12-18T13-00-11196.pdf>

Sastamalan kaupunki (2013) Sastamalan seudun sosiaali- ja terveystalvelujen (SOTESin) jäsenkuntien (Punkalaidun ja Sastamala) yhteiset ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 13.5.2013, astuivat voimaan 1.7.2013. 12 s. Saatavilla: [https://www.sastamala.fi/sastamala/liitetiedostot/editori\\_materiaali/15465.pdf](https://www.sastamala.fi/sastamala/liitetiedostot/editori_materiaali/15465.pdf)

Savonlinnan kaupunki (2016) Savonlinnan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Päivitetty kaupunginvaltuustossa 14.3.2016, astuivat voimaan 19.4.2016. 15 s. Saatavilla: [http://www.savonlinna.fi/filebank/11042-Ymparistonsuojelumaaraykset\\_19\\_4\\_2016.pdf](http://www.savonlinna.fi/filebank/11042-Ymparistonsuojelumaaraykset_19_4_2016.pdf)

LIITE 1 Suhtautuminen lumen vesistöön ja mereen sijoittamiseen Suomen 50 suurimman kaupungin ja kunnan ympäristönsuojelumääräyksissä.

Seinäjoen kaupunki (2012) Seinäjoen kaupungin ympäristönsuojelumääräykset 2012. Astuivat voimaan 1.1.2012. 13 s. Saatavilla: [https://www.seinajoki.fi/material/attachments/seinajokifi/asuminenjaymparisto/ymparistonsuojelu/6DFB22YOU/111128\\_Seinajoen\\_kaupunki\\_ympariston\\_suojelumaaraykset\\_2012.pdf](https://www.seinajoki.fi/material/attachments/seinajokifi/asuminenjaymparisto/ymparistonsuojelu/6DFB22YOU/111128_Seinajoen_kaupunki_ympariston_suojelumaaraykset_2012.pdf)

Tampereen kaupunki (2013) Tampereen kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 27.5.2013, astuivat voimaan 1.7.2013. 38 s. Saatavilla: [http://www.tampere.fi/liitteet/y/6E6IpGn0Z/Ymparistonsuojelumaaaraykset\\_2013\\_nettiversio.pdf](http://www.tampere.fi/liitteet/y/6E6IpGn0Z/Ymparistonsuojelumaaaraykset_2013_nettiversio.pdf)

Tornion kaupunki (2012) Tornion, Keminmaan ja Tervolan alueen ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 28.5.2012, astuivat voimaan 1.9.2012. 20 s. Saatavilla: <https://www.tornio.fi/index.php?p=Ymparistonsuojelumaaaraykset>

Turun kaupunki (2015) Turun kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Astuivat voimaan 1.2.2015. 12 s. Saatavilla: [https://www.turku.fi/sites/default/files/atoms/files/ymparistonsuojelumaaaraykset\\_2014\\_korjattu.pdf](https://www.turku.fi/sites/default/files/atoms/files/ymparistonsuojelumaaaraykset_2014_korjattu.pdf)

Vaasan kaupunki (2006) Vaasan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 4.9.2006, astuivat voimaan 1.1.2007. 25 s. Saatavilla: <https://www.vaasa.fi/sites/default/files/ymparistonsuojelumaaaraykset.pdf>

Vantaan kaupunki (2013) Vantaan kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 28.1.2013, astuivat voimaan 1.3.2013. 29 s. Saatavilla: [http://www.vantaa.fi/instancedata/prime\\_product\\_julkaisu/vantaa/embeds/vantaaawwwstructure/106795\\_ymparistonsuojelumaaaraykset.pdf](http://www.vantaa.fi/instancedata/prime_product_julkaisu/vantaa/embeds/vantaaawwwstructure/106795_ymparistonsuojelumaaaraykset.pdf)

Vihdin kunta (2012) Vihdin kunnan ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kunnanvaltuustossa 2.4.2012, astuivat voimaan 1.6.2012. Saatavilla: [http://www.vihti.fi/wp-content/uploads/ymparistonsuojelumaaaraykset\\_2012.pdf](http://www.vihti.fi/wp-content/uploads/ymparistonsuojelumaaaraykset_2012.pdf)

Ylöjärven kaupunki (2013) Ylöjärven kaupungin ympäristönsuojelumääräykset. Hyväksytty kaupunginvaltuustossa 13.6.2013, astuivat voimaan 1.8.2013. 15 s. Saatavilla: <http://www.ylojarvi.fi/site/assets/files/9099/ymparistonsuojelumaaaraykset2013.pdf>

LIITE 2 Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien erikokoisten roskien, hiekoitussepin ja kasvin kappaleiden painot.

Taulukko B. Eri kaupunkialueilta kerättyjen luminäytteiden sisältämien roskien, sepin ja kasvin kappaleiden paino.

Kiintoainejakeen paino, g/m <sup>3</sup> lunta		Hakaniemen tori			Käpylä			Sörnäisten rantatie		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
8 mm	Synteettiset roskat	10,2	12,1	13,3	40,9	35,1	44,3	3,5	0,8	1,4
	Paperiroskat	1,4	3,3	9,4	10,3	1,8	3,3	0,1	0,2	0
	Sepeli	7,3	12,2	42,8	40,3	61,8	60,4	4,4	67,1	46,4
	Kasvin kappaleet	0,8	0,9	0,5	12,3	10,5	11,6	0	0,3	0
4-8 mm	Synteettiset roskat	3,5	2,8	2,8	19,6	28,2	35,3	2,3	2,1	7,4
	Paperiroskat	0,1	0,3	0,4	0,6	1,0	1,7	0,1	0,1	0,2
	Sepeli	341,6	371,1	290,1	5 059,6	5 459,6	5 378,7	420,4	612,7	1 008,2
	Kasvin kappaleet	0,8	1,1	0,5	14,1	17,4	22,1	0,4	0,2	0,4
2-4 mm	Synteettiset roskat	1,8	0,6	1,0	12,1	21,3	21,0	3,9	5,3	4,9
	Paperiroskat	0,1	0,4	0,3	0,4	0,3	0,6	0,1	0,2	0,0
	Sepeli	1 056,4	1 148,8	961,1	8 658,8	9 268,0	9 383,4	760,9	942,8	523,9
	Kasvin kappaleet	0,8	0,2	0,5	12,7	14,1	12,9	0,5	0,5	0,1